

Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust

Deel II - Visie en beoordelingsmethodiek



@Malene Thyssen

Van der Biest K., Vanagt T., D'hondt B., Schellekens T., Bonte D., Ysebaert T. en Meire P.

December 2017

Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust

Deel II - Visie en beoordelingsmethodiek

Ecosysteemvisie voor de Vlaamse kust

Deel II – Visie en beoordelingsmethodiek

eCOAST rapport 2014016-4

Auteurs:

Van der Biest K., Vanagt T., D'hondt B., Schellekens T., Bonte D., Ysebaert T. en Meire P.

Opdrachtgevers:

Agentschap voor Natuur en Bos (ANB), Departement Mobiliteit en Openbare Werken (MOW)

Stuurgroep:

L. Demarest, F. Roose, M. Van Wonterghem

Wetenschappelijke begeleiding:

S. Degraer, K., Hostens, H. Maelfait, T. Mertens, H. Pirlet, S. Provoost, E. Stienen, V. Van Lancker, T. Verwaest

Disclaimer

eCOAST B.V.B.A. is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van eCOAST B.V.B.A.; opdrachtgever vrijwaart eCOAST B.V.B.A. van aanspraken van derden in verband met deze toepassing. Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever en van eCOAST B.V.B.A.

Inhoud

Inleiding	5
Hoofdstuk 1. Proces-systeemrelaties: de visie-matrix	7
1.1. Verantwoording van de aanpak	7
1.2. Bouwblokken van de visie-matrix	7
1.3. Uitwerking van de visie-matrix	8
1.4. Toetsing van de aanpak: workshops	9
1.5. Resultaat: de visie-matrix	11
Hoofdstuk 2. Ecosysteemvisie	15
2.1. Kernelementen	16
Mariene dynamiek als grootschalige drijfveer	17
Veelzijdige riffen	17
Een veerkrachtige zeewering	18
Eerherstel voor zandverstuiving	19
Diverse duinen	23
Minimale verstening	24
Een rijke zee	24
Bufferende estuaria	25
Bufferend watersysteem	26
Duurzame natuur	27
Beheersen van biologische invasies	28
Intermezzo: drie mogelijke beschouwingen voor de toekomst	29
Verankerde kustlijn	29
Terugtrekkende kustlijn	31
Vooruitgeschoven kustlijn met eilandengordel	34
Hoofdstuk 3. Beoordelingstools	41
3.1. Beoordelingstools	42

3.1.1.	Piramide-aanpak als kapstok	42
3.1.2.	Toestandsbeoordeling.....	48
3.1.3.	Effectbeoordeling	50
3.2.	Case study: eiland voor de Oostkust	66
3.2.1.	Situering	66
3.2.2.	Toepassing effectbeoordelingstool.....	67
3.2.3.	Conclusies.....	71
3.2.4.	Vervolgstappen	72
3.3.	Beleidsafweging.....	73
Hoofdstuk 4.	Discussie.....	74
Referenties	77
Bijlage I - Visiematrix.....		79

Inleiding

Voor een inleiding over de totstandkoming van de ecosysteemvisie verwijzen we naar Deelrapport I. In dit deelrapport wordt verder gebouwd op de bouwstenen uit Deelrapport I, waarin de processen van ons kustecosysteem, de habitats en de ecosysteemdiensten aan bod komen. Deze elementen komen samen in een methodologie die ontwikkeld is voor het uitwerken van de ecosysteemvisie: de visie-matrix.

Deze visie-matrix leidt tot inzichten over het onderlinge belang van diverse natuurlijke en antropogene kustprocessen, en hoe deze bijdragen aan het realiseren van doelen voor het kustecosysteem. Deze aanpak ambieert om een stap verder gaan dan het opbouwen van een visie die primair gestoeld is op beelden en concepten. Via de semi-kwantitatieve tussenstap van de visie-matrix worden in de ecosysteemvisie componenten – kernelementen – beschreven die deel uit maken van een gezond, duurzaam en compleet kustecosysteem; dit is de eigenlijke ecosysteemvisie.

Deze kernelementen zijn te beschouwen als uitgangspunten en worden samen gebracht in drie mogelijke scenario's voor een ruimtelijke invulling van het Vlaamse kustecosysteem, rekening houdend met de opgave voor kustverdediging, en met de randvoorwaarden van gezondheid, duurzaamheid en compleetheid. Dit vormt het eindpunt van de ecosysteemvisie.

Nieuwe infrastructuurprojecten, een herinrichting van de kustzone, beheersmaatregelen, ... kunnen zowel een bedreiging als een opportuniteit betekenen voor het realiseren van de ecosysteemvisie richting 2100. Om een beoordeling te maken van de mogelijke gevolgen voor het ecosysteem en zijn functies, en na te gaan of zij al dan niet bijdragen aan het tot stand komen of behouden van een gezond kustecosysteem, is naast de ecosysteemvisie ook een kennis gedreven beoordelingstool nodig. Een dergelijk instrument dient rekening te houden met de veelzijdigheid aan ecologische processen en effecten, en moet op een objectieve wijze informatie aanleveren. Naast informatie over welke en hoe ecosysteemfuncties beïnvloed worden, dient het instrument ook aan te geven of de gestelde ecosysteemdelen en gebruiksfuncties zoals die in de visie voorop worden gesteld gerealiseerd kunnen worden.

Er bestaan heel wat beoordelingsmethoden die gebruik maken van indices om de ecologische kwaliteit te bepalen. Vele zijn gericht op een zeer statisch beschrijven van de toestand (bv. Kaderrichtlijn Water) waarbij geen ruimte is voor natuurlijke dynamiek, een inherent kenmerk van ecosystemen en zeker van kustgebonden ecosystemen. Ander belangrijk nadeel is dat ze quasi allen gericht zijn op structuren en niet op functioneren van ecosystemen. Een doorvertaling van de veranderingen in ecosysteemfunctioneren op de verschillende ecosysteemdiensten is dan ook vaak ontbrekend. Voor de beoordeling van de toestand van het Schelde-estuarium werd een methode uitgewerkt die probeert verschillende van deze nadelen te vermijden (Holzhauer et al. 2011, Maris et al. 2014). Voor het beoordelingsinstrument van de kust wordt er vertrokken van deze methodiek, en wordt een luik toegevoegd om ook het effect op ecosysteemdiensten te kunnen beoordelen.

Waar de evaluatiemethodiek van het Schelde-estuarium vooral gericht is op een *toestandsevaluatie*, wilden we voor dit onderzoek een stap verder gaan, en ook een tool ontwikkelen voor *effectevaluatie*. Omdat je voor het meten van effecten moet vertrekken vanuit een bepaalde toestand, hebben we ernaar gestreefd om een koppeling te maken tussen de methodiek voor toestandsevaluatie en de methodiek voor effectevaluatie.

Tenslotte was een finale doelstelling voor de ontwikkeling van de toetsingsmethodiek om een ruimtelijke component toe te voegen. Ook dit is een veel voorkomend gebrek bij effectstudies, met name een flexibele ruimtelijke schaal afgestemd op diverse parameters, zonder daarbij voorbij te gaan aan het geïntegreerde karakter van deze parameters.

Naast de methode voor visie-vorming en de ecosysteemvisie zelf, beschrijft dit deelrapport de opbouw van de methodiek voor *toestandsevaluatie* en de tool voor *effectevaluatie*. Daarnaast is deze laatste, in zijn preliminaire vorm, getest op een casus: de aanleg van een artificieel eiland voor de kust van Knokke-Heist (zoals opgenomen in de beslissing van de Vlaamse regering omtrent het project 'Vlaamse Baaien').

Hoofdstuk 1. Proces-systeemrelaties: de visie-matrix

1.1. Verantwoording van de aanpak

Bij het uitwerken van een aanpak voor het opstellen van een ecosysteemvisie, is in samenspraak met de opdrachtgevers, gekozen om een semi-kwantitatieve systematiek te ontwikkelen ten grondslag van de visievorming, eerder dan het werken vanuit bijvoorbeeld grafische streefbeelden of een consensusbeeld op basis van stakeholder bevestigingen en expert judgement. Deze keuze wordt onderbouwd met een aantal redenen:

- Een systematische aanpak is ook een transparante en traceerbare aanpak. Met andere woorden, het eindresultaat van de visievorming is duidelijk terug te brengen tot een aantal basis aannames, keuzes en denkstappen.
- Deze aanpak laat ook toe om alternatieve visies te ontwikkelen – en eventueel te vergelijken, door gebruik te maken van dezelfde principes, maar met bijvoorbeeld andere aannames en/of keuzes.
- Het zorgt ook voor een doorgedreven aanpasbaarheid van de visie. Mits het updaten van een aantal inputparameters kan de visie aangepast worden aan een nieuwe realiteit.
- Het laat ten slotte ook toe een directe en kwantificeerbare koppeling te maken met beleid en beleidskeuzes.

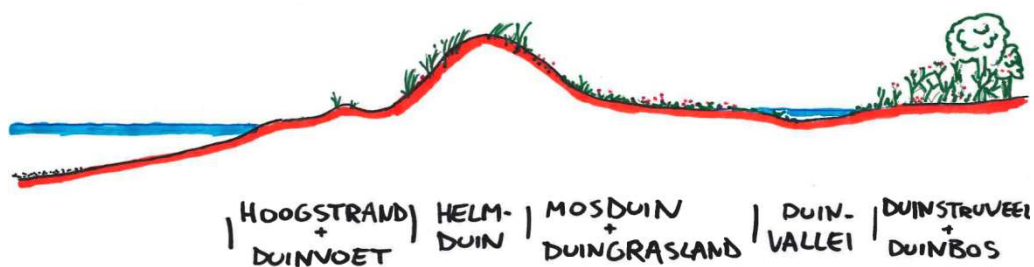
Het resultaat van deze keuze is dat dit document geen ‘klassieke’ visie bevat. De visie zelf vloeit voort uit een mathematische aanpak van de relaties tussen processen en doelen. Om het resultaat beter begrijpbaar te maken zijn de resultaten van de visievorming vertaald naar een aantal kernelementen (zie Hoofdstuk 2), die telkens onderdelen van een gezond en duurzaam, toekomstgericht kustecosysteem beschrijven.

1.2. Bouwblokken van de visie-matrix

De methodiek die in dit onderzoek is uitgewerkt om tot een zo **objectief** mogelijke, **transparante** en **traceerbare visie** te komen, bestaat uit een matrix waarin relaties gekwantificeerd worden tussen drie belangrijke bouwblokken: enerzijds processen en anderzijds habitats en ecosysteemdiensten. De processen sturen de matrix aan. De gebruikte lijst van natuurlijke en antropogene processen wordt in detail besproken in Deelrapport I.

De habitats en ecosysteemdiensten vormen de doelen, respectievelijk de ecosysteemcomponenten en de diensten die erdoor geleverd kunnen worden. De habitats en ecosysteemdiensten zijn eveneens in detail besproken in Deelrapport I. Echter, omwille van de balans tussen het aantal mariene en terrestrische habitats, zijn een aantal terrestrische habitats uit Deelrapport I samen genomen (Figuur 1).

Centraal in de matrix staan de **individuele relaties tussen elk proces en elk doel**. De invulling van deze relaties is voor dit project gebeurd op basis van expert judgement, waardoor de resultante als semi-kwantitatief beschouwd dient te worden. Echter, de mogelijkheid bestaat om in de toekomst een deel, of misschien zelfs alle relaties te kwantificeren, en zo een puur kwantitatieve resultante te bekomen.

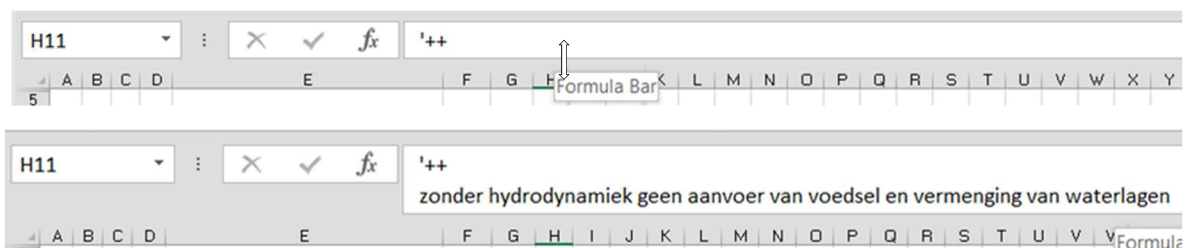


Figuur 1 - De landhabitats die als ecosysteemcomponenten worden onderscheiden.

1.3. Uitwerking van de visie-matrix

Als eerste stap in het ontwikkelen van de visie-matrix, is een lange lijst van kustecosysteem-gebonden processen opgesteld. Deze vormen de rijen in de matrix, en zijn opgedeeld in natuurlijke en antropogene processen (Figuur 3). Daarnaast is ook aangegeven of een proces op land, op zee, of in beide speelt. De kolommen van de matrix bestaan uit de doelen: ecosysteemcomponentdoelen in de vorm van habitats (van marien naar terrestrisch) en ecosysteemdienstdoelen (Figuur 3).

Elke cel van de matrix geeft de relatie weer tussen het proces en het doel. Hierbij is uitgegaan van 1-op-1 relaties, en denkend vanuit het proces. Met andere woorden, de relatie is weergegeven als hoe het proces kan bijdragen aan de maximalisatie van het doel. Voor elke relatie zijn er vijf mogelijke verbanden (--, -, 0, +, ++) die mathematisch vertaald kunnen worden als (-2, -1, 0, 1, 2). In de Excel sheet staat per cel de argumentatie/achtergrond die ten grondslag ligt aan het verband tussen het proces en het doel. Deze kan zichtbaar gemaakt worden door de formule-balk voldoende breed te maken (Figuur 2).



Figuur 2 – Illustratie van hoe per cel de argumentatie in excel zichtbaar kan gemaakt worden

Vervolgens kan per rij, en dus per proces, een optelsom gemaakt worden van de bijdrage van dit proces op de som van alle doelen. Als dit gedaan wordt voor elk proces, krijg je een rangschikking van de processen in functie van hun relatieve bijdrage aan de ontwikkeling van de verschillende doelen. Belangrijk hierbij op te merken is dat er geen weging is toegepast voor het belang van processen, en dus alle processen even belangrijk worden beschouwd. Dit kan een onder- of overschatting veroorzaken van het belang van een bepaald proces.

Om de visie-matrix geschikt te maken voor een koppeling aan beleid en beleidsdoelstellingen, volstaat het niet om alle doelen hetzelfde gewicht te geven. Beleid is net het maken van keuzes op welke doelen meer, en op welke doelen minder wordt ingezet. Aan de matrix is daarom een extra rij toegevoegd, die een *wegingscore* toekent aan elk doel (Figuur 3). Mathematisch wordt dit dan gebruikt om elke proces/doelrelatie mee te vermenigvuldigen, en zo bij de sommatie per rij te

In een finale stap werd gezocht naar de mogelijkheid tot optimalisatie van de lijst van sturende processen. Processen waarbij, tijdens het scoren van de relaties met doelen, duidelijk werd dat er niet voldoende eenduidig gescoord kon worden, werden verder opgesplitst in meer gedetailleerde processen. Het omgekeerde werd gedaan voor processen die niet onderscheidend bleken te zijn: deze werden samengevoegd.



Figuur 3 - Visie-matrix met aanduiding van de belangrijkste elementen. Zie tekst voor nadere toelichting.

Het ontwikkelen van een methodiek zoals hierboven beschreven, is een complexe oefening. Hoewel het projectteam bestond uit wetenschappers met achtergronden in het mariene en terrestrische kustecosysteem, ecosysteemdiensten en ecologisch modelleren, werd het zinvol bevonden om een concept versie van de visie-matrix, en de daaruit voortkomende initiële conclusies, voor te leggen aan derden. Dit werd gedaan tijdens **twee workshops**.

Een eerste workshop werd georganiseerd voor **experten** uit Vlaanderen en Nederland (29-04-2016), waarbij met name gefocust werd op de onderbouwing van de methodiek, op de lijst van processen en op de relatie tussen processen en doelen. Tijdens deze workshop werden in break-out groepjes alle individuele relaties tussen processen en doelen bekeken, en waar nodig, de initiële scores die door het projectteam waren ingevuld ter voorbereiding van de workshop, aangepast. Dit leverende voor heel wat relaties een nieuwe score op, die in de uiteindelijke visie-matrix (Figuur 3) zijn weerhouden.

In een tweede workshop (20-06-2016) werd de aanpak afgetoetst bij een brede range aan **stakeholders**. Vertegenwoordigers van diverse economische sectoren (waterbouw, visserij, havens, toerisme), NGO's en overheden werden samengebracht om te discussiëren over specifieke elementen van een toekomstige duurzame en natuurlijke Vlaamse kust. De discussie werd gestructureerd rond een aantal stellingen (*Tabel 1*). De ideeën die hierover naar voor werden gebracht, zijn met name verder verwerkt in de kernelementen van deze visietekst (zie Hoofdstuk 2).

Tabel 1 – Stellingen ter discussie op de stakeholderworkshop

Stelling	Beschrijving
Stelling 1	Door de komende zeespiegelstijging moet onze kustverdediging versterkt worden. De kustverdediging richting zee is een beter alternatief voor verdediging van de Vlaamse kust dan verhoging van de zeedijken en/of het plaatselijk terugtrekken van land
Substelling 1a	Indien we zeewaarts uitbreiden, dient natuurontwikkeling te primeren boven nieuwe bewoning, toeristische infrastructuur of andere infrastructuur
Substelling 1b	Zeewaartse uitbreiding mag de bestaande belangen van kustbewoners (bijv. vrij uitzicht over zee) in geen geval schaden
Stelling 2	Maatregelen t.b.v. kustverdediging mogen grootschalige zandverplaatsingen niet veranderen
Stelling 3	Het herstel van oesterbanken en zones met grote zwerfstenen dient inherent onderdeel te zijn van een lange termijn plan voor onze kustnatuur
Stelling 4	Artificiële harde substraten, zoals windmolens, zijn een afdoende vervanger voor natuurlijke harde substraten zoals zwerfstenen
Stelling 5	Na decommissioning moeten windmolenparken ingericht worden als natuurgebied, inclusief behoud van (een deel van) de funderingen
Stelling 6	Voor bodemberoerde visserij is op termijn geen plaats meer in onze Noordzee. Alternatieven zijn extensieve visserij in combinatie met aquacultuur (al dan niet in België)
Stelling 7	In plaats van natuurlijke processen in te perken, moeten we zoeken naar manieren om deze juist in ons voordeel aan te wenden
Stelling 8	Het beschermen van gebieden op zee mag niet leiden tot het inperken van andere gebruiksfuncties op die locaties
Stelling 9	Multifunctioneel ruimtegebruik op zee is een must. Elke nieuwe ruimtelijke concessie zou ook een natuurherstel of natuurontwikkelingsopgave moeten krijgen
Stelling 10	Een gezond duinecosysteem vergt grootschalige verplaatsingen van zand. Dit is aan onze kust slechts beperkt mogelijk. Om die reden moet de bouwstop in de duinen met onmiddellijke ingang verder gaan dan de 15% oppervlakte beschermd door het duinendecreet
Stelling 11	2100 is te ver af om op dit moment gefundeerde toekomstvisies op stellen, en daar een lange-termijn beleid op te enten
Stelling 12	De huidige kaders/wetgeving voor natuurbescherming zijn niet voldoende voor een afdoende bescherming van kustnatuur; bijkomende specifieke maatregelen zijn nodig
Stelling 13	De investeringen in lange termijn kustverdediging, op een manier compatibel met een gezond kustecosysteem, moeten zo snel mogelijk starten, ook al gaat dit ten koste van investeringen in andere problemen die acuter spelen
Stelling 14	Elk project van enige omvang wat uitgevoerd gaat worden aan onze kust, zou getoetst moeten worden aan het effect op een lange termijn visie voor de

	Vlaamse kust
Stelling 15	Loopduinen en stuivend zand zouden in ere hersteld moeten worden. Echter, dit kan nooit afbraak van bestaande infrastructuur verantwoorden
Stelling 16	Het in stand houden of stimuleren van bepaalde ecosysteemdiensten primeert bij bescherming van kustnatuur over het beschermen omwille van natuurwaarden
Stelling 17	Energiewinning op zee is een tijdelijke oplossing voor opwekking van duurzame energie, met blijvende gevolgen voor natuur

Als **eindresultaat van de twee workshops** is de visie-matrix vervolledigd, rekening houdend met bijvoorbeeld opmerkingen over het verder samenvoegen of juist splitsen van processen. De relaties tussen processen en doelen zijn in de mate van het mogelijke onderbouwd op basis van de huidige kennis, maar kunnen in de toekomst, op basis van nieuwe inzichten, aangepast worden. Tevens zijn een reeks wegingsscores bepaald die voor deze rapportage zijn gebruikt om het belang van verschillende doelen af te wegen. Belangrijk hierbij is dat in beide workshops naar voor kwam dat het wegen van ecosysteemcomponenten voor een denkoefening op lange termijn niet zinvol is. Deze krijgen dus allemaal dezelfde score (10). Voor ecosysteemdiensten is er wel een duidelijke differentiatie ontstaan, zoals weergegeven in Figuur 3.

1.5. Resultaat: de visie-matrix

De finale visie-matrix is weergegeven in Bijlage I. Elke lijn in de visie-matrix resulteert in een gewogen score voor de ecosysteemcomponenten en een gewogen score voor de ecosysteemdiensten (zie Figuur 3 en Bijlage I). Dit laat toe om een rangschikking te maken van het belang van de verschillende processen voor respectievelijk componenten en diensten. *Tabel 2* geeft de tien processen weer die de grootste positieve bijdrage leveren voor enerzijds de ecosysteemcomponenten en anderzijds de ecosysteemdiensten. *Tabel 3* geeft dan weer de processen weer met de grootste negatieve scores.

Omdat voor ecosysteemcomponenten de score het resultaat is van de bijdrage van land-, zee- en zee/landprocessen op mariene en terrestrische habitats, komen twee zee/landprocessen naar voor als de best scorende: (meta)populatiedynamiek en natuurbeheer. Opmerkelijk is dat het eerste een natuurlijk proces is, het tweede een antropogeen. Bij de ecosysteemdiensten zien we juist verschillende antropogene processen bij de 10 meest positief bijdragende processen.

Tabel 2 - Tien processen met de grootste positieve bijdrage voor ecosysteemcomponenten en ecosysteemdiensten (gerangschikt van grootste naar kleinste score).

Ecosysteemcomponenten	Ecosysteemdiensten
(Meta)populatiedynamiek	Artificiële rifvorming
Natuurbeheer	Natuurbeheer
Transfer	Transfer
Benthische productie	Ecological engineering
Ecological engineering	Primaire duinvorming
Pelagische productie	Zandopsputting
Vegetatieontwikkeling	Benthische productie
Denitrificatie	Hydrodynamiek
Hydrodynamiek	Pelagische productie
Primaire productie	Grootschalige verstuiving

Zoals verwacht zijn voor de ecosysteemcomponenten alle erg negatief scorende processen antropogene processen, met rustverstoring en biologische invasies als slechts scorende. Deze twee processen werken op een totaal andere manier in op het ecosysteem, maar zijn potentieel erg schadelijk voor alle habitats. Waar voor ecosysteemdiensten sommige antropogene processen een duidelijk positieve bijdrage kunnen leveren, zien we dat alle processen met een negatieve score (10 in totaal, Tabel 3) eveneens antropogene processen zijn.

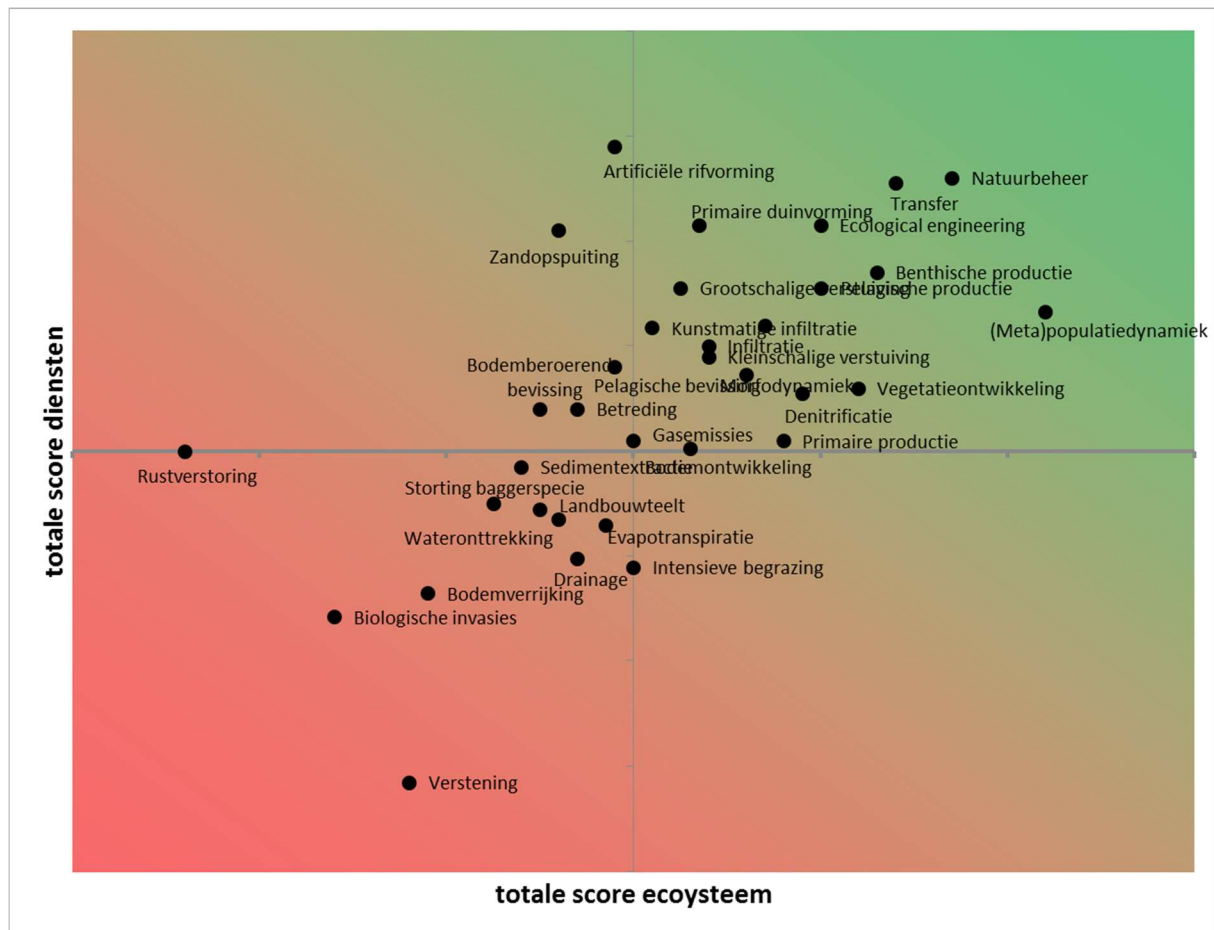
Tabel 3 - Tien processen met de grootste negatieve bijdrage voor ecosysteemcomponenten en ecosysteemdiensten (gerangschikt van grootste naar kleinste score).

Ecosysteemcomponenten	Ecosysteemdiensten
Rustverstoring	Verstening
Biologische invasies	Biologische invasies
Verstening	Bodemverrijking
Bodemverrijking	Intensieve begrazing
Storting baggerspecie	Drainage
Sedimentextractie	Evapotranspiratie
Bodemberoerende bevissing	Wateronttrekking
Zandopspuiting	Landbouwteelt
Landbouwteelt	Storting baggerspecie
Wateronttrekking	Sedimentextractie

De rangschikking van de processen kan ook grafisch weergegeven worden, waarbij de scores voor habitats en doelen coördinaten vormen in een XY stelsel (Figuur 4). Alle processen in het kwadrant rechtsboven zijn processen die zowel voor ecosysteemcomponenten als voor ecosysteemdiensten positief scoren, en hoe verder richting de rechterbovenhoek, hoe meer. Dit zijn de processen waar men op lange termijn, indien mogelijk, maximaal op in moet zetten bij beleid en beheer, en waarop bijzonder gelet moet worden bij het toetsen van de mogelijke impact van projecten.

In het kwadrant linksonder staan de processen die voor beide types doelen negatief scoren. Dit zijn dan weer processen die voor een gezond en duurzaam kustecosysteem op lange termijn moeten vermeden worden. Of waar een andere invulling voor kan gezocht worden: zo kan gezocht worden naar vormen van het storten van baggerspecie die minder negatief scoort.

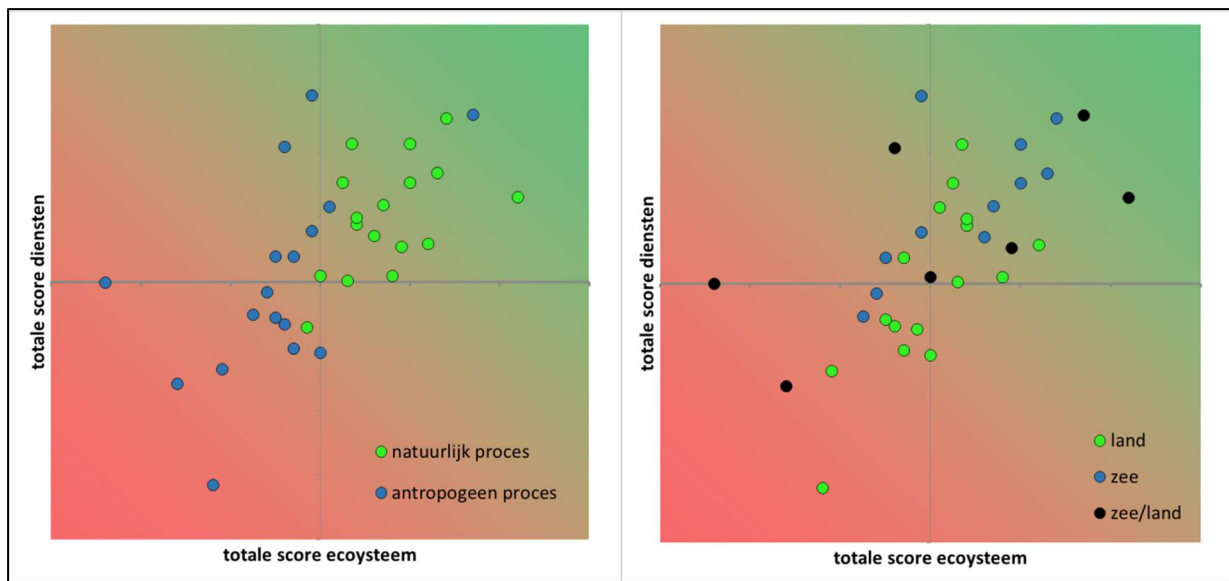
De twee andere kwadranten (linksboven en rechtsonder) zijn de 'conflictkwadranten': hier staan processen die gemiddeld (en gewogen) positief scoren voor ecosysteemcomponenten maar negatief voor ecosysteemdiensten, of omgekeerd. Voor het eerste zijn geen eenduidige voorbeelden; voor het laatste wel: processen zoals zandopspuiting en sedimentextractie scoren positief voor ecosysteemdiensten maar negatief voor de ecosysteemcomponenten. Dit zijn processen waarbij een beleidskeuze bepalend kan zijn, tenzij er opnieuw de mogelijkheid is om deze processen zo aan te passen dat ze niet langer negatief scoren voor het ecosysteem.



Figuur 4 - weergaven van de rangschikking van processen. Op de X-as staan de scores voor ecosysteemcomponenten. Op de Y-as scores voor ecosysteemdiensten. Het 0-punt staat telkens centraal op elke as.

Figuur 5 is een alternatieve weergave van Figuur 4, waarbij het type proces telkens is weergegeven. Uit de linker grafiek blijkt heel duidelijk hoe alle processen die zowel positief zijn voor ecosysteemcomponenten als ecosysteemdelen natuurlijke processen zijn, op natuurbeheer na. Deze scoort juist zeer goed, maar dit mag geen verbazing wekken. Uit de rechter grafiek blijkt dan weer dat de meeste negatief scorende processen, processen zijn die (in ieder geval deels) op land spelen. Dit bevestigt het belang van een goed beleid van land-gebaseerde processen voor een gezond en duurzaam kustecosysteem.

Een belangrijke opmerking bij de resultaten zoals besproken in dit hoofdstuk, is dat de scores niet alleen afhankelijk zijn van de inschatting van relaties (in dit geval door diverse experts bepaald, zie boven), maar ook van de weging van de diverse doelen. Deze scores kunnen een heel andere invulling krijgen, bijvoorbeeld in functie van het individuele belang van een persoon of stakeholder, of in functie van voortschrijdend inzicht, of nieuwe beleidsdoelen. Het aantrekkelijke aan de aanpak van de visie-matrix, is dat dit via een eenvoudige aanpassing van de getallen in het invulformulier, tot nieuwe inzichten kan leiden. Ook een vergelijkende analyse tussen scores die tot stand gekomen zijn op basis van verschillende wegingen, is mogelijk.



Figuur 5 – Overlay van de scores van de diverse processen, met de aard van de processen. Links natuurlijke versus antropogene processen. Rechts zee-, land- en zee/landprocessen.

Hoofdstuk 2. Ecosysteemvisie

In Hoofdstuk 1 is de methodiek uiteengezet die resulteert in een rangschikking van in totaal 34 kustprocessen – 17 natuurlijke en 17 antropogene – in functie van hun bijdrage aan de ontwikkeling van ecosysteemcomponenten en ecosystemendiensten die horen bij een compleet, gezond en duurzaam ecosysteem. De manier waarop omgegaan wordt met deze processen, in de mate dat ze door menselijk handelen stuurbaar zijn, vormt de basis van de ecosysteemvisie. In dit hoofdstuk wordt de volgende stap gezet: wat betekent dit nu concreet voor het Vlaams kustecosysteem en het beheer ervan? Welke kernelementen kunnen ervoor zorgen dat de sturende processen voor een optimale ontwikkeling van het ecosysteem en haar diensten zorgen?

De volgende kernelementen zijn geïdentificeerd als cruciaal voor een compleet, gezond en duurzaam Vlaams kustecosysteem tegen het einde van de 21^{ste} eeuw:

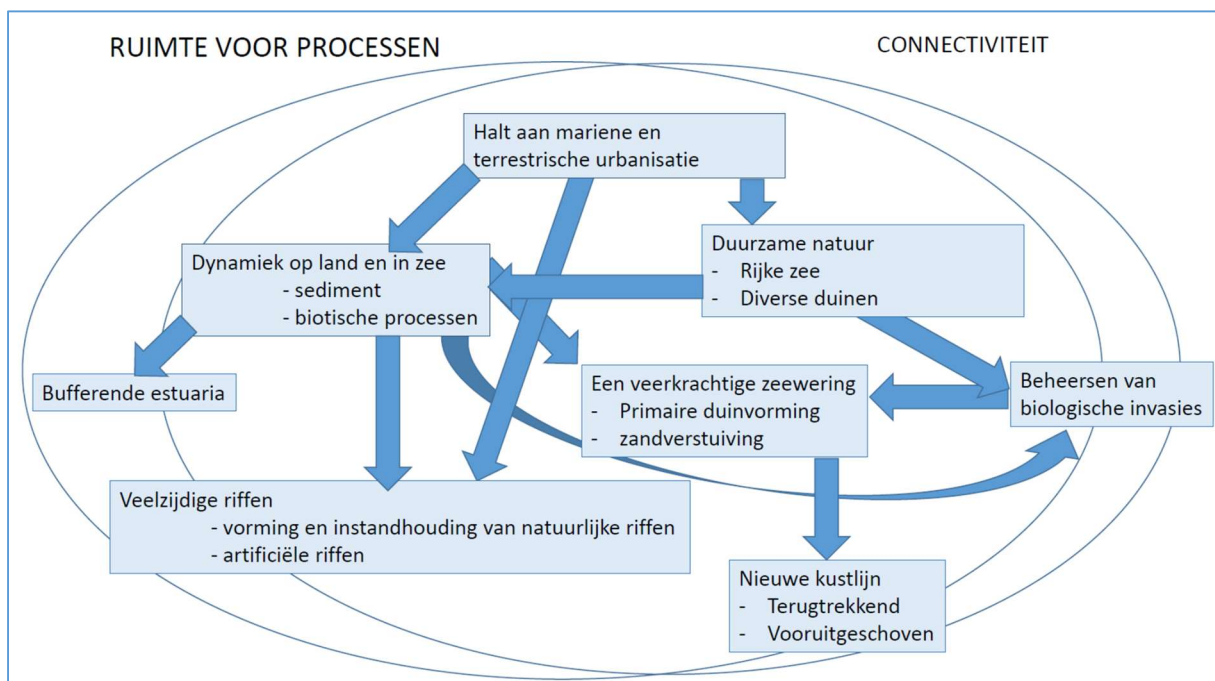
- Mariene dynamiek
- Veelzijdige riffen
- Een veerkrachtige zeewering
- Eerherstel voor zandverstuiving
- Diverse duinen
- Minimale verstening
- Een rijke zee
- Bufferende estuaria
- Bufferend watersysteem
- Duurzame natuur
- Beheersen van biologische invasies

De observatie dat alle morfodynamische processen positief scoren op de ecosysteemcomponenten-as (X-as) ondersteunt de opvatting dat zij een essentiële rol spelen ten aanzien van andere kustgebonden processen en in de totstandkoming van habitats en ecosystemendiensten. Voor de uitbouw van een duurzaam ecosysteem moet dan ook voldoende aandacht aan hun ontwikkeling en instandhouding worden gegeven, en zij worden in deze visie dan ook vooraan geplaatst.

Het zou een misvatting zijn te zeggen dat morfodynamische processen de overige dicteren. Morfodynamische processen staan zelf in wederzijdse interactie met veel andere processen, niet in het minst bijvoorbeeld met rifvorming (op zee) en vegetatieontwikkeling (op land). Een aantal gradiënten maakt dat die wisselwerkingen van verschillende aard kunnen zijn. Zo kunnen morfodynamische processen overheersend zijn in ondiepe wateren door de grote (golf)dynamiek, maar winnen biologische processen (zoals *ecosystem engineering* door organismen en competitie) aan belang in dieper, kalmer water. Op land kan verstuiving overheersend zijn in voor planten stressvolle milieus, maar kunnen vegetatieprocessen dominant zijn in mildere condities. Dit alles samen maakt dat op grotere schaal een divers ecosysteem ontstaat, waar aan de verschillende levensbehoeften van soorten wordt voldaan, die zich vervolgens in de passende gemeenschappen organiseren. Een compleet kustecosysteem dat al dergelijke gradiënten en gemeenschappen omvat, zou zonder of met minimaal beheer kunnen blijven bestaan. Gezocht wordt, in deze visie, naar een verhouding van gradiënten en processen die het meest gunstig zijn in termen van natuurlijk-ecologisch belang en ecosystemendiensten.

2.1. Kernelementen

Ruimte voor processen en connectiviteit staan centraal in deze visie. Zoals in onderstaand schema samengevat zijn de kernelementen niet losgekoppeld van elkaar, maar vertonen ze een duidelijke integratie (Figuur 6). Binnen deze visie staan de volgende kernelementen centraal: **duurzame natuur** en **de instandhouding en stimulering van dynamiek op zowel land als zee** (i.e. mariene dynamiek, veerkrachtige zeewering en eerherstel voor zandverstuiving). Ook het inperken van verdere verstening kan een belangrijke drijfveer zijn voor een gezond en duurzaam kustecosysteem. Immers, verstening zorgt voor een sterke inkrimping van de nodige ruimte die noodzakelijk is voor alle processen die een gezond kustecosysteem onderbouwen, alsook voor een reductie van ruimtelijke en procesmatige connectiviteit. Ruimte en connectiviteit vormen daarnaast de belangrijkste pijler ter ondersteuning van zowel het behoud van biodiversiteit in al haar facetten als voor het behoud van zowel biologische als sedimentprocessen op land en in zee (Figuur 6). Deze dynamiek is essentieel voor de instandhouding en vorming van ecosystemendiensten gekoppeld aan veiligheid en koolstofopslag in het mariene milieu (**veelzijdige riffen**), op land (**veerkrachtige duinen**) en op grens van beide (**bufferende estuaria**). Afhankelijk van de ruimtelijke context en maatschappelijke knelpunten zullen deze maatregelen resulteren in een veranderende kustlijn ten opzichte van deze die we de dag van vandaag kennen. Connectiviteit kan anderzijds ook een knelpunt vormen en **biologische invasies** faciliteren. Deze laatste dienen dus actief beheerst te worden.



Figuur 6 – Schema met onderlinge samenhang tussen de kernelementen. Voor nadere toelichting: zie tekst.

Hieronder worden de kernelementen en hun connectie tot de ecosystemendiensten in detail besproken. Hierbij is het vertrekpunt dat het kustecosysteem en de daarbij horende processen en habitats *in potentie* allerlei ecosystemendiensten kunnen leveren, inclusief kustveiligheid. Of de ecosystemendiensten daadwerkelijk geleverd worden zal ruimtelijk verschillen en is afhankelijk van de lokale omstandigheden.

Mariene dynamiek als grootschalige drijfveer

Het Vlaamse kustecosysteem wordt gekenmerkt door ondiepe zandbanken en tussenliggende geulen, met kustwaarts een vrij vlakke vooroever en relatief heel vlakke stranden. Dit systeem is ontstaan door, en leeft bij gratie van mariene morfodynamiek: verplaatsing van water en zand. Het is de gradiënt aan dynamiek, tot op microschaal, die voor een grote diversiteit aan habitats zorgt. Soorten ontwikkelen zich volgens hun mogelijkheid om te kunnen gaan met veel of juist minder dynamiek, hetgeen meteen ook een grote jaar- op jaarvariatie verklaart in populaties: één late winterstorm kan voldoende zijn om bepaalde soorten geen kans te geven, en daardoor juist meer pioniers te zien.

Hoewel de ondiepe kustzone niet de hoogste biodiversiteit noch productie herbergt, in vergelijking met bijvoorbeeld koraalkusten of kusten met nutriëntrijke opwelling, is het wel inherent verbonden met de historie van de vasteland kust van de Zuidelijke Noordzee, en verdient daarom ook een centrale plaats in de toekomst. Dit staat of valt met de mate aan dynamiek, en de variatie in dynamiek.

Gegeven het structureel tekort aan zand op het BNZ en gezien de noodzaak van kustverdediging, is het een optie om sediment op een natuurlijke manier in te vangen en vast te houden. De huidige, grotendeels harde kust kan hiervoor worden uitgebreid met of aangepast tot een meer zachte kust (stranden, zandplaten, slikken en schorren) waarbij sediment uit zee wordt ingevangen en de kust kan meegroeien met de zeespiegelstijging. Een gezonde zandbalans is nodig om de *kustverdedigende functie* van de ondiepe kustzone en de duinen te kunnen behouden op langere termijn.

Veelzijdige riffen

In een door zand gedomineerd marien systeem vormen (zandige) riffen één van de meest diverse en complexe habitats. De vorming en instandhouding van rifvormende gemeenschappen wordt bepaald door de mariene morfodynamiek en door de beschikbaarheid van vast of hard substraat, zoals keien, veen of kleigrond, maar ook antropogene substraten zoals beton (artificiële rifvorming) en reeds aanwezige schelpen. Ook biologische aspecten zoals de beschikbaarheid van larven speelt een rol. Riffen beïnvloeden op hun beurt door het zelforganiserende vermogen van voornamelijk benthische organismen de hydro- en morfodynamiek in de omgeving van het rif. Zowel eigenschappen van de rifvormende organismen zelf ('filter feeders') als veranderingen in hydro- en morfodynamiek en toegenomen structurele complexiteit dragen bij aan de totstandkoming van ecosysteemdiensten: *waterzuivering* door verwijdering en filtering van nutriënten en sedimenten; kraamkamer, schuil- en foerageerplaats ter ondersteuning van *visserijproductie*; *bescherming tegen erosie* door dempen van golfenergie; en zaadbron voor *aquacultuurproductie*. Door de afvang van sedimenten vermindert de troebelheid van de waterkolom (zie ook 'Een rijke zee') en vergroot de productiviteit van benthos en vooral pelagiaal en de uitwisseling tussen beide (transfer). Een hogere productie verhoogt het voedselaanbod voor vissen, vogels en zeezoogdieren, wat kansen biedt voor biodiversiteit en ondersteuning van de visserijsector. Onrechtstreeks verhogen riffen door een verbetering van de waterkwaliteit ook de *recreatieve waarde* van het kustecosysteem (vermijden van plaagalgien, verminderen troebelheid, verhoogde biodiversiteit rondom de riffen) en zorgt een betere transfer (geen vorming van algenkolonies) voor bijkomende potenties voor visserijproductie.

Biogene rifvorming wordt pas mogelijk als de juiste omstandigheden aanwezig zijn. Hoewel morfodynamiek de omstandigheden positief beïnvloedt, kan extreme morfodynamiek zoals stormen bepalend zijn voor het voortbestaan van dit soort benthische gemeenschappen. De (meta)populatiedynamiek zal bepalend zijn voor de vorming van zulke gemeenschappen; er moet

genoeg aanwas zijn (voldoende beschikbaarheid van larven) en de populaties moeten zichzelf in stand kunnen houden. Om genoeg aanwas te hebben om instandhouding van deze gemeenschappen te kunnen bewerkstelligen op de termijn van het jaar 2100 is een vergroting van het areaal benodigd waar rifvorming plaatsvindt. Riffen zijn ecologisch traag ontwikkelende habitats en zijn gevoelig aan antropogene invloeden (waaronder bodemberoerende visserij, storting van baggerspecie en zandextractie). Het historische voorkomen van platte oesters ter hoogte van grindbedden onderstreept hun belang voor de ontwikkeling van biogene riffen. Ook voor rifontwikkeling ter hoogte van grindbedden zou een vermindering van druk op de zeebodem nodig zijn; dit stemt overeen met het huidige beleid.

Er kan gekeken worden naar de mogelijkheden voor het stimuleren van de groei van ondiepe riffen als golfdempende structuren. Ook voor waterkwaliteitsregulatie is het vooral zaak dicht bij de kust (hoogste concentraties nutriënten en sedimenten) rifvorming te stimuleren. Wanneer natuurlijke rifvorming onvoldoende is om in de noden van goede waterkwaliteit op zee te voorzien, kan ook worden ingezet op artificiële riffen. Hieraan kan een gebruiksfunctie zoals *aquacultuurproductie* worden gekoppeld, al blijkt het zuiverende vermogen van dergelijke riffen merkkelijk lager te zijn dan dat van niet-geëxploiteerde riffen. Artificiële riffen kunnen mogelijk ook als *kustverdedigingsmaatregel* ingezet worden.

Een veerkrachtige zeewering

De vorming van zeereepduinen is een dynamisch proces van aanwas en erosie. Indien processen van aanwas deze van erosie als gevolg van afkalvingen tijdens stormen kunnen compenseren blijft het geheel in een dynamisch evenwicht, en kan het duin haar massa en dus bufferend vermogen bestendigen in respons tot een stijgende zeespiegelstijging. Om deze veerkracht te behouden hoort verstuiving, en een dynamische vestiging en groei van helmvegetaties de norm te zijn. Voor de *bescherming tegen overstromingen* is aanvoer van zand essentieel als fysische barrière tegen water en om duinvormende soorten zoals helm en biestarwegras vitaal te houden. Zonder verstuiving verdwijnt het typische habitat voor deze soorten. Laat-successieve soorten van gefixeerde duinen zijn minder bestand tegen overstuiving en zullen dus minder goed of helemaal niet in staat zijn om duinen te laten aangroeien. Enkel wanneer de typische duinvormende soorten aanwezig en vitaal blijven zullen duinen ook effectief in staat zijn om mee te groeien met de zeespiegel. Een aangroei van het duin biedt ook potenties voor een vergroting van de zoetwaterlens en dus *watervoorziening*. De vergroting van de zoetwaterlens vormt bovendien een buffer tegen verzilting (*waterkwaliteit*).

Een dynamische zeereep begint bij 'groene stranden'. Alle hoogstranden met een positief zandbudget zouden dan ook een gezond vloedmerk en primaire duinvorming moeten kennen. Concreet zou voor hun maximalisatie een aanpassing van strandreiniging en een passieve begeleiding van het *recreatief gebruik* wenselijk zijn (betreding). Waar opportuun, kan voor een revitalisatie van de zeereep ook een ontmanteling van eventuele duinvoetverstevingen of dijken worden overwogen. Meerdere strandreservaten waarbij enkel betreding onder begeleiding is toegelaten, zouden een significante bijdrage kunnen leveren aan een veerkrachtige zeewering.

Er kan gedacht worden aan een zeewaartse ontwikkeling van duinen, bijvoorbeeld op plaatsen waar de nood aan bescherming tegen overstromingen het hoogst is. Daar waar zeewaartse uitbreiding van de duinen op natuurlijke wijze niet te verwachten is kan gestuurd worden op menselijke ingrepen (vb. maatregelen met gebruik van zandopspuiting). Zandopspuiting kan enkel binnen een gezond kustecosysteem passen indien de impact op het bestaande ecosysteem minimaal is, en/of indien het nieuwe kansen creëert voor bepaalde habitats en soorten.

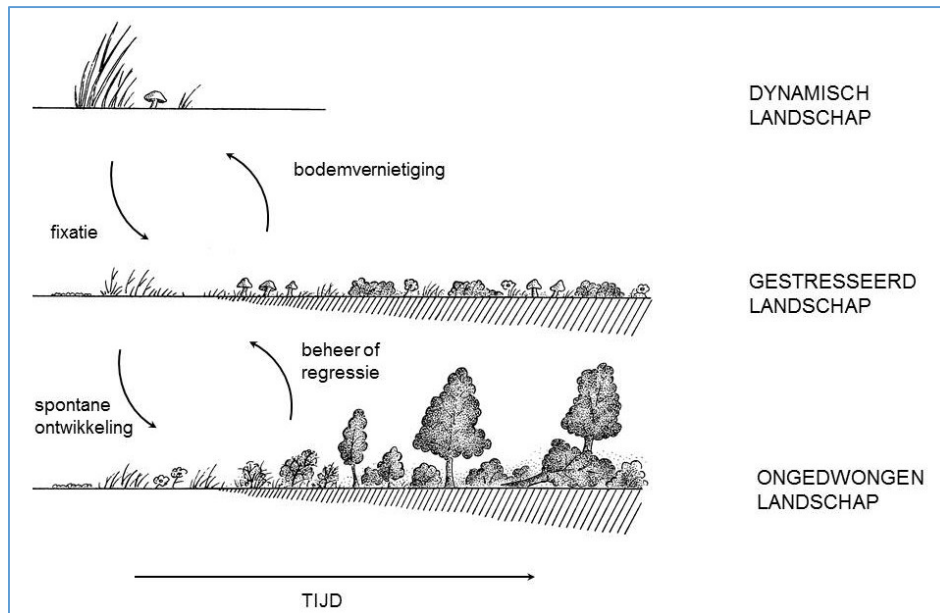
Een voorbeeld van een dergelijke ‘artificiële’ duin voor een bestaande zeewering, is de Hondsbossche Zeewering nabij Petten in het Noordwesten van Nederland (Figuur 7). Daar is in 2013-2015 een nieuwe, 15 meter hoge duin aangelegd bovenop en zeewaarts van de bestaande harde zeewering, door het aanvoeren van 20 miljoen m³ zand. Van de aanleg heeft men gebruik gemaakt om nog een aantal andere elementen toe te voegen: er is een strandlagune aangelegd en ook het strand zelf is verbreed.



Figuur 7 - Hondsbossche zeewering bij Petten (NL). Links een overzicht van de diverse elementen van het nieuwe duin. Rechts een dwarsdoorsnede. (ecoshape.nl)

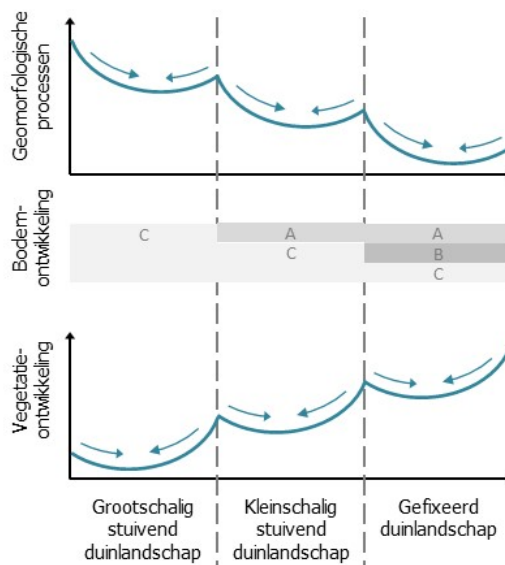
Eerherstel voor zandverstuiving

Landschapontwikkeling van de duinen – van stuivende tot gefixeerde landschappen - kan niet begrepen worden aan de hand van één tijdsas waarbij successie en verstuiving direct aan elkaar gekoppeld zijn. Op ieder moment van de successie spelen secundaire, niet- parallele processen die de vegetatieontwikkeling beïnvloeden een rol. De benadering van landschapsdynamiek langs meerdere temporele en ruimtelijke dimensies heeft als gevolg dat beheer niet te vereenzelvigen is met verjonging of terugschroeven van successie (De Raeve 1989a,b). Op basis van deze inzichten moeten we landschapontwikkelingen in de duinen zien als een sequentie van primaire en secundaire ontwikkelingsseries met terugkoppelingen door directe inmenging van de mens (beheerreksen) en natuurlijke regressies (afsterving struwelen). Interacties en terugkoppelingen tussen eolische processen, vegetatie(ontwikkeling), regressies en beheer zijn verantwoordelijk voor het ontstaan van discrete landschapstypes met een eigen karakteristieke verstuivingstoestand die een grote inwendige dynamiek en stabiliteit kennen en langdurig kunnen bestaan. Provoost (2004) definieerde deze als het dynamisch landschap, de toestand die bepaald wordt door grootschalige verstuivingen, het gestresseerd landschap waar kleinschalige verstuivingen en andere stressoren de vegetatiesuccessie tegenhouden en het ongedwongen landschap waarbij de vegetatieontwikkeling ongeremd en endogeen plaats vindt (Figuur 8).



Figuur 8 - Schematische voorstelling van de landschapsontwikkeling in duinen. Op grote temporele schaal volgt de ontwikkeling van dynamisch naar ongedwongen landschap. Deze landschappen kunnen naast elkaar bestaan als alternatieve landschapstoestanden waarbinnen verdere ontwikkeling en successie plaatsvinden. Interne ontwikkelingen maken dat overgangen tussen deze landschapstypes niet teruggeschroefd kunnen worden zonder rekening te houden met interne processen binnen ieder landschapstype (uit Provoost 2004).

Deze visie van alternatieve toestanden werd overgenomen en geformaliseerd door van Haperen (2009). Deze inzichten maken duidelijk dat vrij krachtige impulsen nodig zijn om in een andere toestand over te gaan, en eenmaal in de nieuwe toestand verkerend keert het systeem niet zomaar naar zijn oorspronkelijke toestand terug (Figuur 8, Figuur 9). Ze vervangen de traditionele opvatting als zouden de voornoemde landschappen een continuüm vormen waarbij de één geleidelijk in ruimte en tijd overgaat in de ander (Jungerius & Van der Meulen 1988).



Figuur 9 – Stuivende en gefixeerde duinlandschappen komen niet als een continuüm voor, maar vormen alternatieve stabiele toestanden. De pijlen tonen de spontane tendensen van het systeem weer. Naar: van Haperen (2009).

Het verloop van de geomorfodynamiek is tegengesteld aan dat van de vegetatieontwikkeling: waar de ene tot maximale ontwikkeling komt, speelt de ander nauwelijks een rol (Figuur 8, Figuur 9). Dit weerspiegelt zich bovendien in de bodemontwikkeling. Onder maximale geomorfodynamiek ligt het moedermateriaal onbeïnvloed aan het oppervlak (C-horizont). Waar geomorfologische processen en de ontwikkeling van een vegetatiedek in evenwicht zijn, vinden we de ontwikkeling van een humuslaag (A-horizont). Waar het vegetatiedek zich ten gronde ontwikkelt, leiden bodemprocessen tot een complexere gelaagdheid (A-B-C-profiel; Figuur 9; van Haperen 2009). Het is echter belangrijk te realiseren dat overgangen tussen deze toestanden niet even makkelijk bidirectioneel kunnen gebeuren (hysteresis) omwille van de reeds aangehaalde secundaire temporele successie- en regressieprocessen binnen ieder landschapstype. Externe processen zoals beheer, fragmentatie, stikstofdepositie of interne processen gerelateerd aan bodemontwikkeling zorgen ervoor dat het terugschroeven van de landschapsontwikkeling naar gestresseerde of dynamische landschappen (met respectievelijk klein- en grootschalige verstuiwing) niet via dezelfde maatregelen kan gebeuren en enkel via een aanpak op landschapsschaal. Fixatie van gestresseerde landschappen is bijvoorbeeld het gevolg van het wegvallen begrazing, maar introductie van begrazing garandeert geen terugschroefing van deze ontwikkeling zolang niet ingegrepen wordt in bodemvernietiging, ontstruweling en het vrijwaren van kleine stuivende relictten.

Net door de uiteenlopende aard van de dominante processen in de verschillende landschapsvormen zijn de potentiële ecosysteemdiensten die ze leveren ook heel uiteenlopend. Een diversiteit aan landschapsvormen zorgt er dan ook voor dat verschillende (al dan niet kustspecifieke) ecosysteemdiensten in stand gehouden worden. Aangezien de alternatieve toestanden momenteel ruimtelijk gescheiden bestaan, kan het ecologisch potentieel van de kuststreek best worden benut door op verschillende plaatsen op verschillende verstuiwingstoestanden in te zetten. Daar grootschalig stuivende landschappen in de huidige context het moeilijkst realiseer zijn, kan – waar mogelijk – best dit landschap worden geprioriteerd, gevolgd door respectievelijk het kleinschalig-stuivend en gefixeerd duinlandschap. Een dergelijke inrichting dient weloverwogen te zijn, aangezien een transitie tussen toestanden enkel door krachtige (beheers)ingrepen kan worden bereikt.

Grootschalige verstuiving vereist grote oppervlaktes van goed geconnecteerd habitat, omdat zand dat erodeert nu eenmaal elders moet worden afgezet. Een eventuele ontwikkeling of opwaardering vormt dan ook een uitdaging voor de Vlaamse kust. Voornamelijk infrastructuur staat stuifprocessen in de weg, hetzij door fysieke belemmering dan wel omdat de verplaatsing van zand ongewenst is of als hinderlijk wordt ervaren. Grootschalige verstuiving kan idealiter plaatsvinden in een gebied dat de volledige overgang van zee tot polders omvat, en voldoende lang én breed is, om grote loop- of paraboolduinmassieven te herbergen. Enkel de Westkust kan aan deze voorwaarden voldoen. Aan de Midden- en Oostkust zijn de kansen beperkter, op de relatief omvangrijke Zwinduinen na. Concreet betekent een verhoogde inzet uiteraard dat de aanwezige open ruimte volledig wordt gevrijwaard, maar ook dat lokaal niet-essentiële, hinderlijke structuren worden teruggeschoefd (gebouwen, bomenrijen...). Een reeds doorgevoerd voorbeeld van selectieve afbraak is dat van Home Theunis in Ter Yde. Dergelijke werkzaamheden moeten met de nodige zorg gebeuren, bv. om alle steenpuin te verwijderen maar nutsleidingen te sparen (Van Nieuwenhuysen et al. 2003).

Een actief loopduinlandschap stelt beheerders op (heel) lange termijn voor een probleem, gezien een lopend duin uiteindelijk de grens met woonkernen zal bereiken. De migratiesnelheid van actieve loopduinen aan onze kust ligt in de grootte-orde van 5 à 10 meter per jaar (Provoost et al. 2011). Lokale verstuivingen daargelaten, valt het in die optiek niet te verwachten dat het zwaartepunt van het loopduinmassief in De Westhoek, bijvoorbeeld, binnen de eerstvolgende eeuw met de bebouwde kom van De Panne komt samen te vallen. Een eventuele realisatie van grootschalige verstuiving in de Zwinduinen zou dan weer kunnen conflicteren met het voorbehoud van de schorren in het Zwin. Op deze conflicten moet dan ook worden geanticipeerd, door actuele migratie te monitoren, migratie te projecteren, en een ruimtelijk beleid te voeren dat conflictscenario's mitigeert (bv. door veraf gelegen duinen te prioriteren bij loopduinherstel). Waar conflicten onvermijdelijk zijn, moet worden bekeken hoe verstuiving kan worden begeleid (bv. omgeleid), of in het slechtste geval stilgelegd en elders gecompenseerd. Een scenario waarin stuifduinen geheel worden opgeheven, is vanuit een duurzaam ecosysteem perspectief hoe dan ook niet te verantwoorden.

Op plaatsen waar de duinen relatief smal zijn, kan eventueel beperkter ingezet worden op verstuiving. Doorstuiving van zand vanuit de zeereepduinen maakt zo landwaartse aangroei van de duinen mogelijk. Bij stijging van de zeespiegel kan dit mechanisme een belangrijke rol spelen omdat een zwaardere stormbelasting aan de zeezijde gecompenseerd kan worden door aangroei van duinen aan de landzijde. Bij aanwezigheid van infrastructuur die landwaartse aangroei van het duin belemmert dient te worden overwogen of deze verwijderd of verplaatst kan worden.

Heel wat van de kustspecifieke plant- en diersoorten komen optimaal in deze habitats voor. Daarnaast verhoogt grootschalige verstuiving eveneens de *recreatieve waarde* van de kust doordat het typische, reliëfrijke duinenlandschap wordt bewaard (Van der Biest et al. 2017). Door grootschalige verstuiving kunnen ook duinpannen gevormd worden welke naast een aantrekkelijk landschap door de natheid van de bodem en de daarvan afhankelijke vegetatie, ook een bijdrage leveren in *klimaatregulatie* (opslag van koolstof in de bodem) en *waterkwaliteitsregulatie* (verwijderen nutriënten door denitrificatie en opslag van organisch materiaal in de bodem). Bij afwezigheid van verstuiving kunnen bestaande duinpannen op lange termijn verdwijnen doordat het landschap onder invloed van onder andere wind en betreding genivelleerd wordt.

Op kleinschalige verstuiving kan worden ingezet waar voor landinwaarts gelegen duinen de realisatie van grootschalige verstuiving geen optie is. De genoodzaakte dynamiserende processen kunnen best door menselijke inmenging worden gereguleerd. In natuurterreinen kan dit door een doordachte inzet van grote grazers, en afhankelijk van het landschapstype na aanvullende grootschalige

ontginningsmaatregelen, geleid door de ervaring van de afgelopen twee decennia. Buiten natuurterreinen kan een doordachte begeleiding van menselijke (*recreatieve*) verstoring een deel van de dynamiek voor zijn rekening nemen. De rol van konijnen is onmiskenbaar, maar in zekere zin ook onberekenbaar vanwege de sterk fluctuerende populaties.

Hierbij mag bovendien niet worden vergeten dat atmosferische depositie en de daaruit voortvloeiende bodemverrijking fixatie in de hand werken. Door verstuing blijft het zand rijker aan kalk (aanvoer vers zand + uitstuiving tot op kalkrijke bodemlagen) dat beter in staat is nutriënten vast te houden, die aldus niet ter beschikking komen van planten, en de competitieve balans tussen soorten beter bewaard.

Diverse duinen

Waar geen mogelijkheden zijn om verstuivingsprocessen hun gang te laten gaan dient aandacht besteed te worden aan het onderhouden van andere, met name gefixeerde, duintypes. Dat de realisatie van gefixeerde duinen hier als laagst wordt geprioriteerd, is deels ingegeven door de natuurlijke dynamiek waaraan deze visie schatplichtig blijft, maar ook door de vaststellingen dat zij huidig het grootste areaal voor haar rekening neemt, en dat haar behoud door menselijke aanwezigheid dan ook is gegarandeerd. De natuurwaarde van gefixeerde duinen is daarom niet geringer dan van stuivende landschappen. Duingraslanden met een gesloten vegetatiedek, dito duinvallen, ruigtes en struwelen herbergen een groot aantal soorten, die niet noodzakelijk kustspecifiek zijn, maar toch van regionaal of internationaal belang kunnen zijn. Ook leveren zij specifieke ecosysteemdiensten die minder aan bod komen in de meer dynamische duinen (vb. *klimaatregulatie* door koolstofopslag), en zorgt net de aanwezigheid van een diversiteit aan habitats voor een *recreatieve* meerwaarde.

Meer dan stuivende landschappen, zijn deze gefixeerde habitats afhankelijk van een natuurtechnisch beheer (natuurbeheer). Voor hun behoud zullen in de toekomst (combinaties van) eerder genoemde ingrepen dan ook moeten blijven gehanteerd. Een halve eeuw ervaringen heeft heel wat van deze technieken geoptimaliseerd, al hoeft dit niet te betekenen dat zij niet nog verder kunnen ontwikkelen of worden herdacht. Lukrake voorbeelden van concrete evoluties in deze zin zijn onder meer de keuze voor ‘wilde’ grote grazers (wisenten in de Kennemerduinen, Nederland) of zelfregulerende kuddes (Oostvaardersplassen, Nederland), uitmijningstechnieken (Schelfhout et al. 2014), ...

Een maximaal benutten van het ecologisch potentieel van het kustgebied betekent ook een verhoogde inzet op de marges van het duin: de overgang tussen schorren en duinen en de overgang tussen duinen en polders (Deelrapport I: §4.2). Voor de schorre-duinovergang zijn potentiële natuurwinsten beperkt vanwege de beperkte oppervlak aan schorren. Waar aanwezig, kan het contactoppervlak tussen beide habitats evenwel worden vergroot door gepaste (her)inrichtingswerken. Bemerkt dat een gerealiseerd grootschalige verstuing de schorre-duinovergang ook ten goede kan komen, al moet de wenselijkheid tegen een duurzaam behoud van de schorren worden afgezet (bv. Zwinduinen-Zwin). Ten slotte kunnen ook slufters een deel van de kenmerkende soorten voor hun rekening nemen (cf. Grootjans et al. 2014). Hun aanleg is technisch relatief eenvoudig, maar moet in de juiste sedimentologische context gebeuren teneinde een vroegtijdige opslibbing of overstuing te vermijden.

Voor de duin-polderovergang zijn potentiële natuurwinsten in theorie uitgebreider, en zouden in praktijk via meer reguliere maatregelen kunnen worden gerealiseerd. Centraal hierbij staan de

verwerving van gronden aan de binnenduinrand, het herstel van de hydrologie, en het herstel van een goede bodemgesteldheid (terugschroeven nutriëntenlast).

Minimale verstening

De grootste bedreiging voor het kustecosysteem en een knelpunt voor de dynamische processen die eigen zijn aan kusthabitats ligt in een verdere verstening van de bestaande open ruimte. Het duinendecreet van 1993 laat geen verdere bebouwing toe voor 15% van de oppervlakte van het duinareaal dat gewestplanmatig geen bescherming kent. De open ruimte in de polders is amper gewestplanmatig beschermd en valt niet onder het duinendecreet. De verstening vindt daarom duidelijk landinwaarts plaats richting polder. Deze ruimtes hebben echter belangrijke potenties om de doelstellingen voor een gezond kustecosysteem en voor tal van ecosysteemdiensten te realiseren. Een verdere verstening zou leiden tot een nog grotere druk op de *watervoorziening, recreatie, waterkwaliteitsregulatie* en *bescherming tegen overstromingen*.

Ook in zee worden vaak harde structuren gebruikt (constructies nabij de kust zoals strandhoofden en strekdammen; funderingen van windmolens). Hoewel het leidt tot permanente verdwijning van stukken habitat kan het voor het ecosysteem ook kansen creëren wanneer ze gaan functioneren als riffen. Een belangrijke voorwaarde hierbij is dat het versteende oppervlak onregelmatig is en zo microhabitats ontstaan (Dafforn et al. 2015). Een ‘ecologische inrichting’ van harde structuren op zee kan bijdragen in biodiversiteit, benthische en pelagische productie, waterzuivering (door tweekleppigen die zich hechten aan hard oppervlak; denitrificatie in organisch rijk slib in de holtes), visserijproductie (voedselaanbod; schuilplaats) en aquacultuurproductie (platform voor aanhechting infrastructuur). Niettegenstaande de belangrijke potenties zijn er ook risico’s verbonden aan verstening in de Noordzee. Bij aanleg kan het kale oppervlak snel gekoloniseerd geraken door geïntroduceerde en potentieel invasieve soorten. De harde substraten kunnen daarbij als stapstenen gebruikt worden in een door zacht sediment gedomineerd landschap en zo de verspreiding van deze soorten in de Noordzee vergemakkelijken (Degraer et al. 2013).

Een rijke zee

Vandaag de dag is de transparantie van het zeewater in het BNZ zeer beperkt, voornamelijk het fijne sediment (slib) zorgt voor een vertroebeling van het water. In een meer transparante zee kan zonlicht dieper en intenser de waterkolom binnendringen. Dit maakt een hogere productie in die wateren mogelijk, welke als voedsel dient voor zoöplankton, (juveniele) vis en bodemleven. Een diversificatie van de bodem met zand en slib kan anderzijds de productie en biodiversiteit ten goede komen. Het verminderen van excessief zandtransport over de bodem (bijvoorbeeld bij vooroeversuppleties) vermindert ook de overstuiving van benthosgemeenschappen, waardoor pioniersoorten (zoals de zwaardschede *Ensis*) minder bevoordeeld worden ten opzichte van soorten met een tragere levenscyclus (bv. *Limecola (Macoma) balthica* gemeenschap) en rifvormers zoals schelpkokerwormen (*Lanice*). Een natuurlijke sedimentdynamiek onder invloed van weers- en stromingscondities geeft anderzijds pionierende soorten een tijdelijk voordeel.

In de huidige situatie worden de kusten met netto-verlies aan zand kunstmatig gesuppleerd met zand uit oogpunt van *bescherming tegen overstromingen*. Het kunstmatig gesuppleerde zand wordt echter niet langdurig vastgehouden. Bij het creëren van een meer natuurlijke duinenkust (of door doorbreking van de bestaande kustlijn of een richting zee uitgebreide kustlijn door middel van megasuppleties) is het mogelijk dat zand opspuiten voor de Vlaamse kust minder frequent nodig zal zijn door de geleidelijke aangroei van de duinen. Dit zou kunnen leiden tot een betere zandbalans op de schaal van het volledige Belgische deel van de Noordzee.

Om een gezonde benthische en pelagische productie en transfer tot stand te laten komen dient behalve zuiver en minder troebel water ook het voedselweb intact te zijn. De visvangst, inclusief vangst via *recreatieve visserij* waarvoor momenteel geen aangifteplicht bestaat, zou hiertoe beperkt kunnen worden tot de maximale duurzame opbrengst (Maximum Sustainable Yield, MSY). Een specifiek beleid voor het beschermen van grote grazers op zee, en toppredatoren, kan hiertoe bijdragen. Tenslotte kan een verdere verhoging van de vangstefficiëntie in de visserij ervoor zorgen dat populaties van niet-doelsoorten (bijvangst) minder onder druk komen te staan.

Niet-duurzame bevissing veroorzaakt een aantal belangrijke potentiële conflicten met het bereiken van een gezond kustecosysteem (effect op bodemsamenstelling en waterkwaliteit door omwoelen bodem, verstoren evenwichtig voedselweb, verstoren van natuurlijke rifvorming). De visserijsector vertegenwoordigt echter een belangrijke socio-economische rol in het kustecosysteem (voedselvoorziening, vis als trademark voor de zee, tewerkstelling, cultuur-historisch erfgoed). Daarnaast wordt verwacht dat de vraag aan mariene proteïnen in de toekomst bovendien zal toenemen. Om lokaal in de noden aan *visserijproducten* te voorzien, zouden vormen van duurzame aquacultuurproductie die geschikt zijn voor het BNZ ontwikkeld kunnen worden. Hierbij is het wenselijk om specifiek aandacht te besteden aan multifunctioneel gebruik van infrastructuur ten behoeve van aquacultuurproductie (kustverdediging, windmolens, ...). Op lange termijn zou aquacultuur in termen van volume een deel van de productie via bevissing kunnen vervangen, wat een belangrijke bijdrage kan betekenen voor het realiseren van een compleet en integer voedselweb in de Noordzee.

Tenslotte vormen vervuilende stoffen nog steeds een bedreiging voor een rijke zee, inclusief de stranden en estuaria. Ondanks het feit dat de effecten van milieumaatregelen zichtbaar worden, kampen we nog steeds met een grote historische belasting van contaminanten (zoals zware metalen, TBT, PCB's, olievervuiling, etc.). Farmaceutische producten en (micro)plastics vormen nieuwe bedreigingen en men moet waakzaam blijven voor potentiële nieuwe risico's. Vervuiling heeft niet alleen een potentieel effect op de biodiversiteit en het ecosysteem functioneren, maar ook op recreatie (bijvoorbeeld zwemwaterkwaliteit).

Bufferende estuaria

Net als riffen vervullen estuaria, en met name slikken en schorren een bijzondere rol voor verschillende ecosysteemdiensten. De afzetting van slib en vegetatieontwikkeling dragen bij tot een verbetering van de *waterkwaliteit*. Met het slib worden namelijk nutriënten mee begraven en de troebelheid van zeewater vermindert door de depositie van fijn sediment. Biochemische processen zoals denitrificatie zijn bijzonder efficiënt bij regelmatige overstromingen onder invloed van de getijdencyclus.

Slikken en schorren spelen daarnaast ook een belangrijke rol in de bescherming tegen overstromingen (Temmerman et al. 2013). Ze kunnen fungeren als overstromingsgebied op de grens tussen land en zee, en langsheen estuaria om (een deel) van het wassende zeewater op te vangen en overstromingen van bebouwde gebieden te beperken (bijvoorbeeld IJzer en Schelde). Wanneer ze voorkomen zeewaarts van de bestaande zeewering (bijvoorbeeld Baai van Heist) helpen ze de voet van duin of dijk te beschermen tegen erosie doordat ze met hun bovengrondse plantendelen de golfenergie afremmen. Slikken en schorren worden wel eens benoemd als "klimaatbuffers". Door de afvang van sediment hogen ze geleidelijk mee op met de stijgende zeespiegel waardoor ze hun zeewerende functie op lange termijn behouden. Tenslotte vormen ze voor een heel aantal soorten een belangrijke foerageer-, broed- of paaiplaats en hebben ze een hoge recreatieve waarde.

Kijken we naar de huidige toestand van *waterkwaliteit* in het BNZ en de verwachtingen naar de toekomst (verdroging en eutrofiëring op land), dan blijkt dat enkel maatregelen op zee (zoals het laten aangroeien van riffen) niet volstaan in het bereiken van een goede waterkwaliteit en dat er nood is aan buffering van nutriënten en sedimenten tussen land en zee. Een land- of zeewaartse uitbreiding van slikken en schorren kan hiertoe een belangrijke bijdrage leveren. Slikken en schorren vormen een efficiënte buffer voor waterkwaliteit wanneer zij afstromende sedimenten en nutriënten van land naar zee opvangen. Het verhogen van de afvoer van water uit het binnenland langsheen een estuariene gradiënt met slikken en schorren kan daarbij helpen.

Het effect van een uitbreiding van estuariene natuur op koolstofopslag en emissie van broeikasgassen is moeilijk in te schatten gezien de sterk uiteenlopende resultaten van verschillende studies. Er dient rekening te worden gehouden met het risico op een toename van emissie van broeikasgassen. In Figuur 3 is te zien dat koolstofopslag binnen het overwegend zandige kustecosysteem als een proces met een relatief laag belang wordt beschouwd. Hoewel er gezien de klimaatverandering een dringende en grote nood is aan een toename van de koolstofopslag (*klimaatregulatie*) wordt in deze visie, ondanks het risico op emissie, toch een uitbreiding van estuariene natuur voorzien gezien het belang voor de ondersteuning van een gezond kustecosysteem en talrijke ecosystemendiensten die daarvan afhankelijk zijn. Verschillende andere elementen in deze visie leiden tot een verhoogde koolstofopslag en kunnen eventuele emissies (deels) compenseren.

Bufferend watersysteem

Een herwaardering van de (grond)waterhuishouding blijft een essentieel werkpunt in functie van de ecologische waarde van de kustduinen (herstel “natte natuur”) en ecosystemendiensten (*koolstofopslag, waterkwaliteit, watervoorziening*). Om de correcte grondwaterstanden, -stromingen en -fluctuaties te bereiken of te herstellen, is in de meeste gevallen een bovenlokale aanpak vereist. Voorbeelden hiervan zijn externe maatregelen die drainage, verlaagde infiltratie, verhoogde evapotranspiratie of wateronttrekking terugschroeven. Er kan gedacht worden aan het behouden van open zandvlaktes in de duinen, dempen van drainagegrachten (en/of specifieke heraanleg van deze die grenzen van het studiegebied), vermijden van landbouwteelten met hoge waterbehoefte, vernatuurlijken van waterlopen (afschuinen oevers, hermeanderen, plas-draszones) en terugdringen van grote aaneengesloten stukken versteend oppervlak. Waar dit niet mogelijk is, kan een herprofilering van terreinen in functie van de heersende hydrologie worden overwogen. De maatregel met de grootste impact op waterhuishouding is allicht de terugdringing van de wateronttrekking (drinkwaterproductie, landbouw, huishoudens). Met de verwachte veranderingen in temperatuur en neerslag en de zeespiegelstijging neemt ook het risico op verzilting van de zoetwaterlens toe, en kan het aanhouden van de huidige volumes onttrekking door contaminatie de waterwinning zelf in de problemen brengen.

Een mogelijkheid om de volumes onttrekking te compenseren is het kunstmatig infiltreren van voorgezuiverd rioolwater, naar het voorbeeld van de winning te St-André. Indien er geen ecologische effecten zijn te verwachten, wordt in deze visie aangespoord op een volledige terugdringing van de onttrekking van het neerslagoverschot met compensatie door maatregelen zoals kunstmatige infiltratie. Kunstmatige infiltratie kan ook ingezet worden als buffer tegen verzilting (*waterkwaliteitsregulatie*). Op plaatsen met een zeer smalle duinreep zullen de effecten van een zeespiegelstijging en verdroging (verzilting van grondwater en waterlopen in het achterland) zich snel manifesteren.

In eerdere paragrafen werd reeds het belang van riffen, slikken en schorren in het verbeteren van de waterkwaliteit besproken. Daarnaast zijn er nog een aantal maatregelen die een positieve impact hebben op de waterkwaliteit. Waterlopen (zowel kleine grachten als bevaarbare kanalen) worden zo veel mogelijk vernatuurlijkt door de aanleg van zachthellende oevers, plas-draszones (zie vb. Langgeleed), hermeandering... . Dergelijke ingrepen verminderen de hoeveelheid nutriënten die in zee terecht komen door afbraak en opslag van organisch materiaal. Naast waterkwaliteit ondersteunen deze ingrepen ook de biodiversiteit door de diversiteit aan habitats voor verschillende soorten en voor de verschillende levensfasen van een soort. Daarnaast wordt, net zoals voor sediment, geduid op het belang van het nemen van maatregelen buiten het studiegebied om de aanvoer van overtollige nutriënten te beperken. Dit is noodzakelijk zowel binnen de eigen landsgrenzen als in de buurlanden die via zeestromingen een invloed hebben op de waterkwaliteit in het BNZ.

Duurzame natuur

Het voorbeeld van de vedermot gegeven in Deelrapport I illustreert dat de (meta)populatiedynamiek van een soort (met inbegrip van de resultanten: genetische diversiteit, areaal...) bijzonder complex is, niet in het minst veroorzaakt door de ecologische interacties binnen de betrokken gemeenschap. Om niet te hard te relativiseren, kan evenwel worden gesteld dat grote en uitgestrekte natuurkernen (zowel op land als op zee) de beste kansen bieden op het complete soortenpallet, met voor alle soorten levensvatbare populaties. In het licht van een maximalisatiescenario is de aanbeveling hoedanook om uitgestrekte oppervlaktes natuur te verwezenlijken.

Om aan de dispersielimitatie tegemoet te komen, blijft connectiviteit tussen habitats ook een essentiële uitdaging. Een voortgezet beleid van defragmentatie blijft dan ook een prioriteit (door herinrichting, functieverweving, selectieve afbraak...; Coppens et al. 2014). De belangen van uitgestrekte en aaneengesloten oppervlaktes natuur voor (meta)populatiedynamiek en *recreatie* zijn hierin sterk gelijklopend. Het ontsluiten van verschillende natuurgebieden (via tuinen en openbare gebieden) verhoogt niet alleen de veerkracht van populaties maar ook het recreatief potentieel van de kust. Mensen kunnen zich via (half)natuurlijke landschappen verplaatsen tussen de verschillende kernnatuurgebieden langs onze kust.

Waar de aanwezigheid van belangrijke soorten niet via natuurlijke kolonisatie kan gebeuren, kunnen dieren en planten worden getransloceerd of geherintroduceerd. In Vlaanderen is translocatie nog maar zelden op legitieme wijze toegepast, maar uit het buitenland zijn wel talrijke voorbeelden voorhanden. Nochtans zijn uitgebreide, te respecteren kaders voorhanden (Van Den Berge 2004, IUCN 2012). De geplande herintroductie van rugstreeppad in de Zwinstreek gunt ons alvast enige praktijkervaring (Cox & Mergeay 2015).

Een nog verregaander ingreep is om soorten die niet van nature voorkomen, te introduceren. De redenering hiervoor luidt dat, wie de schuld van een gewijzigd klimaat én een gefragmenteerd habitat draagt, ook de plicht draagt om soorten in hun noordwaartse migratie te faciliteren. Dergelijk verleende kolonisatie heeft tot heftige wetenschappelijke debatten geleid, met vóór- en tégenstanders (Ricciardi & Simberloff 2009, Thomas 2011). Niettemin zijn bijvoorbeeld de introducties van Dambordje en Geelsprietdikkopje in Noord-Engeland reeds op deze gronden gebaseerd (Willis et al. 2009).

Vormen van menselijke verstoring die de duurzaamheid van gemeenschappen in het gedrang brengen, moeten uiteraard worden vermeden. Betreding speelt hierbij een enigszins ambigue rol,

omdat milde vormen (bv. wandelen) wel compatibel kunnen zijn met open-duinhabitats en zelfs als een dynamiserend proces kunnen bijdragen. Rustverstoring, per definitie, is nadelig en te vermijden. Dit alles noopt tot een weldoordachte inplanning van gebruiksfuncties door recreatiestromen te begeleiden of af te leiden en waardevolle kernen te vrijwaren (bv. model met 'toegangspoorten', Nationaal Park Hoge Kempen). De maatschappelijke vraag naar buitenbeleving wordt steeds groter, en diverser, en dit biedt voor het beleid een grote uitdaging, maar ook een extra argument voor een verdere uitbouw van de open ruimte.

Beheersen van biologische invasies

Een steeds belangrijker wordende beheersuitdaging zijn geïntroduceerde soorten. Niet alle geïntroduceerde soorten hebben een aantoonbare impact op andere soorten of habitats in hun nieuwe milieu. Voor een minderheid is het invasief karakter echter van een dergelijke aard dat ze een probleem stellen voor de lokale biodiversiteitsdoelstellingen, de economie of de volksgezondheid, of bepaalde ecosysteemdiensten in het gedrag brengen (Deelrapport I). Vanuit deze definitie is diens plaatsing uiterst linksonder in Figuur 4 makkelijk te verklaren.

Biologische invasies vergen een aangepast beheer. Vanuit een kosten-batenopzicht zijn preventieve acties tegen nieuwe introducties te verkiezen boven het uitroeien van recent gevestigde soorten, dat op zijn beurt te verkiezen is boven de beheersing van wijdverbreide soorten. Deze hiërarchie wordt ondersteund door een recente Europese Verordening, dat onder meer een gecoördineerde aanpak voor de hoog-schorplant Struikaster (*Baccharis halimifolia*) oplegt. In de kustduinen heersen momenteel problemen met vooral Mahonie (*Mahonia aquifolia*), Rimpelroos (*Rosa rugosa*), Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*) en Vlakke dwergmispel (*Cotoneaster horizontalis*). Iedere soort vraagt een specifieke aanpak afhankelijk van haar lokale abundantie en dichtheid. In gevallen waar de soort zich dens heeft verspreid – zoals bijvoorbeeld het geval voor Rimpelroos op veel plaatsen – lijkt een ontginning die direct resulteert in een landschapsverjonging de te volgen win-win aanpak (Adriaens et al. 2016).

Ook in het mariene milieu komen heel wat geïntroduceerde soorten voor. Soorten zoals de Amerikaanse ribkwal (*Mnemiopsis leidyi*) en de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis directus*) zijn niet meer weg te denken in onze kustwateren. Deze twee soorten kunnen in hoge aantallen en biomassa's voorkomen, hun effect op het mariene milieu is echter nog onvoldoende bekend en verdient nadere opvolging. Ook kunnen deze soorten een effect hebben op de visserij, bijvoorbeeld in het geval van de ribkwal door het eten van vislarven. Dit zijn maar twee soorten van een veel langere lijst aan exoten in het mariene milieu. Deze soorten arriveerden in onze kustwateren via ballastwater of werden geïntroduceerd door aquacultuur transporten. Bestrijding of uitroeiing van deze soorten in het mariene milieu is niet mogelijk. Daarom moet ingezet worden op preventie om nieuwe introducties te vermijden, via bijvoorbeeld de ratificatie van de ballastwaterconventie door alle landen over de hele wereld.

De problematiek van invasieve uitheemse soorten kan niet los worden beschouwd van twee voornoemde uitgangspunten: demografie en klimaat. De eerste hangt samen met de introductie van soorten. Zo lijkt het er sterk op dat de meest prominente probleemsoorten onevenredig veel in de marge van duingebieden, en dus in de buurt van bebouwing, verschijnen (Provoost et al. 2015). Het klimaat biedt dan weer vernieuwde kansen voor de vestiging van diverse, uitheemse soorten, en voegt ook een onzekerheid aan de verwachte uitbreiding van gevestigde soorten toe. Een voorbeeld hiervan zijn *Carpobrotus*-soorten, dat invasief is in Zuid-Europese duinen. De noordgrens lijkt voornamelijk klimatologisch bepaald, en ligt momenteel in Noord-Frankrijk. Onder een opwarming

valt dan ook te verwachten dat de vestigingskans in Vlaanderen zal toenemen (Thuiller et al. 2005). De verwachting is dus dat invasies over de tijdshorizont een toenemend probleem zullen vormen, en dit onderstreept opnieuw een (pro-)actief beleid van voornamelijk preventie en snel handelen. De plaatsing in Figuur 4 toont aan dat dit ook voor de Vlaamse kust pertinent is. Ook in het mariene milieu zien we verschuivingen in soorten o.i.v. het klimaat. De opwarming van de zuidelijke Noordzee leidt tot het noordwaarts opschuiven van zuidelijke populaties en tot een verschuiving van de soortensamenstelling. Dit is al waargenomen in planktonsamenstelling, bij vissoorten (bijvoorbeeld mul) en bij organismen die voorkomen in intergetijdengebieden. Verdere temperatuurstijgingen in de toekomst zullen ook in de toekomst leiden tot veranderingen in bijvoorbeeld visbestanden, wat ook een effect zal hebben op de visserij.

Intermezzo: drie mogelijke beschouwingen voor de toekomst

De kernelementen voor een compleet, gezond en duurzaam kustecosysteem geven weer welke ecologische elementen belangrijk zijn, hoe ze door in te zetten op het sturen van processen versterkt kunnen worden, en wat dit betekent voor het leveren van ecosysteemdiensten. In dit intermezzo beschrijven we als denkoefening drie beschouwingen die laten zien hoe de Vlaamse kust er in de toekomst ruimtelijk zou kunnen uitzien. Deze beschouwingen zijn ingegeven door wat naar alle waarschijnlijkheid de grootste driver zal zijn voor kustinrichting voor de komende decennia: het **beschermen van onze kust bij een stijgende zeespiegel**. De uitdaging zit hier vooral bij het verhogen van de zeeweringen tegen een verhoogd waterpeil, en ook tegen een toename van golfovertopping bij een toenemende belasting door stormen.

De 'drie beschouwingen verschillen fundamenteel in uitvoering en vertellen dus een erg verschillend verhaal voor een aantal van de kernelementen. Voor andere kernelementen zijn de scenario's meer gelijklopend. De beschouwingen worden afzonderlijk gepresenteerd, maar elementen van verschillende beschouwingen kunnen uiteraard gecombineerd worden, wat in de realiteit ook het geval zal zijn.

In dit intermezzo gaan we hoofdzakelijk in op de ecosysteemvisiedoelen, d.i. het optimaliseren van de kernelementen op dusdanige manier dat ze tot een meer compleet, gezond en duurzaam kustecosysteem leiden, inclusief ecosysteemdiensten. Zoals eerder gesteld is het vertrekpunt dat het kustecosysteem en de daarbij horende processen en habitats in potentie allerlei ecosysteemdiensten kunnen leveren, inclusief kustveiligheid. Of deze ecosysteemdiensten daadwerkelijk geleverd worden zal ruimtelijk verschillen en is afhankelijk van de lokale omstandigheden. Tevens laten we in deze beschouwing andere aspecten grotendeels achterwege, zoals de kosten die gepaard gaan met de verschillende scenario's (maatschappelijk, economisch) en maatschappelijke afwegingen. Deze zullen uiteraard in de besluitvorming dienen meegenomen te worden, bijvoorbeeld via kosten-baten analyses, stakeholder participatie, enz.

Verankerde kustlijn

Een eerste scenario is dat er vastgehouden wordt aan de **bestaande kustlijn**. Het verankeren van de bestaande kustlijn heeft als voordeel dat ook op langere termijn de ruimte, of het gebrek aan ruimte, voor natuur en natuurlijke processen vrij duidelijk is. Op vlak van kustverdediging zal dit scenario een opeenvolging van 'masterplannen kustveiligheid' vereisen, bestaande uit zoveel mogelijk zachte maatregelen waar het kan, en harde maatregelen waar het moet. Het laat ook een stapsgewijze aanpak toe, bijvoorbeeld maatregelen t.b.v. kustverdediging, maar ook van het optimaliseren van de

kernelementen. Concreet zou aan de veiligheidsopgave kunnen voldaan worden door de volgende maatregelen:

- Het verhogen van dijken op plaatsen waar geen zachte verdediging mogelijk is, bijvoorbeeld in havens;
- Het (deeltijds) afsluitbaar maken van gevoelige zones, bijvoorbeeld door middel van stormvloedkeringen;
- Het toestaan dat de grote duingebieden landwaarts en zeewaarts migreren, eventueel deels geholpen door sporadische voeding met nieuw zand;
- Het zeewaarts aanleggen van duinengordels voor kwetsbare gebieden, zoals de kustgemeenten.

Dit scenario is niet ruimtelijk beperkend, noch vergrotend voor *mariene dynamiek*: min of meer dezelfde ruimte blijft beschikbaar. De verwachte verhoogde frequentie van kustsuppleties zullen wel een extra druk leggen op mariene dynamiek, door extra zandwinning, zandtransporten en het opspuiten van stranden en de vooroever. Dit kan deels opgevangen worden door het aanleggen van zandmotoren, al is de werking nog onvoldoende aangetoond, en zou het functioneren van zandmotoren voor de Vlaamse kust eerst onderzocht dienen te worden.

Met de toenemende vraag naar duurzame energiewinning, en de sterke daling van de kosten van offshore windenergie, kunnen we in elk scenario verwachten dat er een toename zal zijn aan artificiële riffen, één van de componenten van *veelzijdige riffen*. Omwille van de beperkte geschiktheid van het BNZ voor grootschalige aquacultuurproductie, zal dit scenario extra druk leggen op de zoektocht binnen de visserijsector naar technieken die rendabel zijn, voldoende vangst garanderen en toch de bodem onberoerd laten. Dit laatste is cruciaal voor grootschalige ontwikkeling van natuurlijke biogene riffen. Mogelijks biedt de onverstoorde bodem binnen windmolenparken kans op de ontwikkeling van natuurlijke riffen.

In het scenario van de verankerde kustlijn zijn er beperkte mogelijkheden om naar een meer *veerkrachtige zeewering* te streven ten opzichte van de huidige situatie, in ieder geval wat betreft oppervlakte. Specifieke, bij het kernelement beschreven beheersmaatregelen zouden wel de norm kunnen worden. Dit scenario laat wel toe om op diverse plaatsen langs de Vlaamse kust een beperkte zeewaartse uitbreiding te realiseren in de vorm van duinen op of voor de bestaande harde zeewering (zie bijvoorbeeld Figuur 7). Mits een goede aanlegvorm, kan dit zorgen voor een significante toename van *veerkrachtige zeeweringen*. Hierbij dient echter een belangrijke kanttekening geplaatst: de plaatsen waar een dergelijke zeewaartse duinuitbouw het meest tot zijn recht zouden komen, zijn de plaatsen die nu met ondermeer een zeedijk verdedigd worden, de kustgemeenten. Om effectief en duurzaam te zijn, moet een nieuwe duinengordel hoog (ca. 12 meter boven TAW) en breed (orde van grootte 50 - 500 meter breed) zijn. Onder meer uit de stakeholder workshop bleek dat er een bijzonder grote weerstand bestaat tegen het 'wegnemen van zeezicht'. Een belangrijke mentaliteitswijziging, gekoppeld aan verregaande sensibilisering, zijn de noodzakelijke voorwaarde om uitgaande van de bestaande kustlijn zeewaarts te verdedigen.

Het plaatselijk kustwaarts uitbreiden d.m.v. duinen houdt een aandachtspunt in: dit zou de min of meer rechtlijnige kustlijn die we nu kennen, plaatselijk accidenteren, met aandacht nodig voor mogelijks verhoogde structurele erosie in de zone en het omliggende gebied

Eerherstel voor zandverstuiving vraagt ruimte, met name grootschalige verstuiving. Het hier beschreven scenario laat dergelijke grootschalige verstuiving enkel toe op de plaatsen waar dit

langsheen onze kust nu al mogelijk is, met name op bepaalde plaatsen aan de Westkust. Het lijkt onwaarschijnlijk dat nieuw aan te leggen, kustwaartse duinen voldoende breed zouden zijn om een volledig natuurlijk patroon van verstuing mogelijk te maken. De landwaartse ruimte voor migratie van duinen zou nog steeds onbestaande zijn.

In dit scenario kan voorzien worden in een verderzetting van het huidige beleid om te komen tot *diverse duinen*. Eventueel nieuw te vormen duinareaal kan hier ook deels in resulteren, al zou een betere balans tussen stuivende duinen en gefixeerde duinen langsheen de Vlaamse kust tot aanbeveling strekken. Ook een *minimale verstening* toeroepen is verenigbaar met dit scenario, al roepen we hier nogmaals op voor een vrijwaring van de open ruimte in het duinenareaal wat buiten het huidige duinendecreet valt. Het structureel maken van aanlegseisen aan hard substraat in havens en voor offshore constructies kan een wezenlijke bijdrage leveren aan de waarde van artificieel hard substraat, en zo mariene verstening mitigeren.

Het verbeteren van de gezondheid van het kustwater, om zo een *rijkere zee* te krijgen, kan maar in beperkte mate gerealiseerd worden door maatregelen aan de Vlaamse kust zelf.

Een extra bufferende werking voor aanvoer van sediment en nutriënten vanuit *bufferende estuaria* is in dit scenario beperkt mogelijk. Uitbreiding van het areaal aan slikken en schorren zou mogelijk aan de Schelde-monding gerealiseerd kunnen worden; dit vereist uiteraard samenwerking met Nederland. De mogelijkheden voor een significante toename van slikken en schorren aan de IJzermonding lijken eerder beperkt. Ook voor het Zwin, na de uitbreiding in 2017, lijkt expansie onwaarschijnlijk.

Het realiseren van *bufferende watersystemen* vereist met name beleids- en beheermaatregelen die niet zozeer afhankelijk zijn van een specifiek scenario. Toch heeft dit scenario als grote voordeel dat de bestaande, waardevolle duinsystemen, met al hun ecosysteemdiensten op het vlak van waterhuishouding, behouden, en eventueel beperkt uitgebreid kunnen worden. Deze uitbreiding moet vooral landwaarts gezien worden, daar waar landwaartse doorstuiving toegelaten zou kunnen worden. Bepaalde infrastructuur ingegrepen, zoals het verleggen van of overkappen van de kustbaan en de tramlijn, zouden doorstuiving op verschillende plaatsen toe kunnen laten.

Om tot *duurzame natuur* te komen, is connectiviteit erg belangrijk. Zonder een significante uitbreiding van het areaal aan duinen ten opzichte van het huidige oppervlak, is dit maar beperkt realiseerbaar. Een goede connectiviteit vereist enerzijds grotere aaneengesloten gebieden, zoals we die nu kennen in de Westhoek en het Zwin, en tussenliggend voldoende kleinere gebieden met migratiecorridors. Met name dat laatste is, door de ligging van de kustgemeenten, niet realiseerbaar in het scenario waarbij de bestaande kust versterkt wordt. Verder inzetten op beheer kan dit deels compenseren.

Terugtrekkende kustlijn

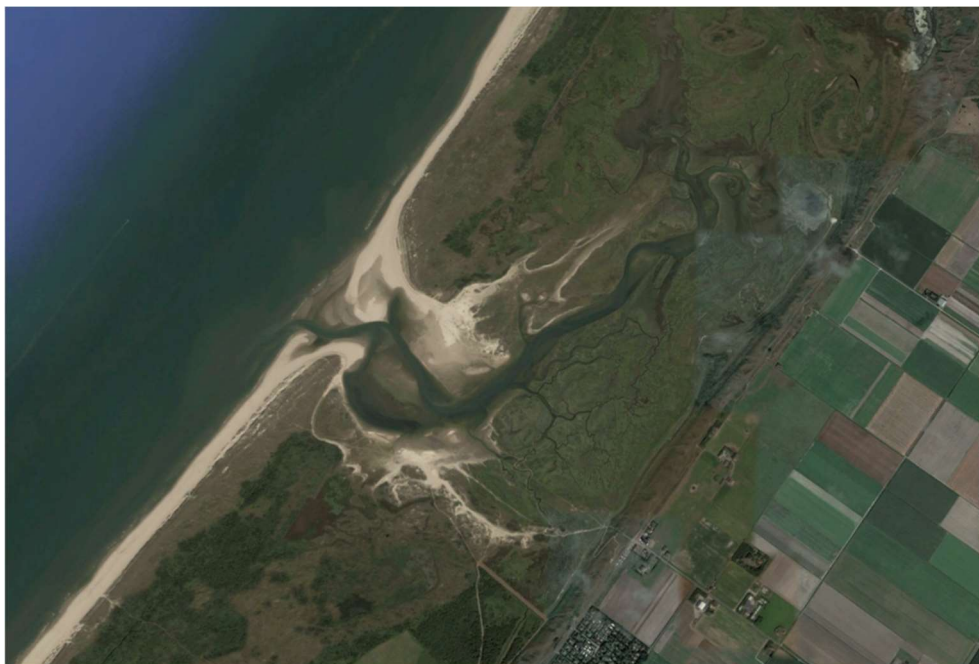
Een scenario waarin de kustlijn landwaarts terug kan trekken, vereist nog steeds het zacht en/of hard verdedigen van de kustgemeenten. Immers, enkel in een extreem scenario lijkt het mogelijk om één of meerdere van de bestaande kustgemeenten op te geven. Als men naar de Vlaamse kustlijn kijkt, is dit nochtans de enige manier waarop voldoende ruimte gegeven zou kunnen worden aan een terugtrekkende kustlijn. Immers, op dit moment is bijna 75% van de Vlaamse kustlijn ingenomen door bebouwing¹ of havens en zijn er slechts 4 plaatsen waar er meer dan 1km ruimte is tussen twee

¹ Bebouwing tot aan het strand of met een duinengordel van maximaal 500m.

zones van bebouwing (ten Westen van De Panne, tussen De Haan en Wenduine, tussen Blankenberge en Zeebrugge en ten Oosten van het Zoute). En zelfs hier is het terugtrekkend potentieel beperkt, omdat al deze zones op minder dan 3km van belangrijke infrastructuur liggen. Mogelijks kan het deels verplaatsen van bepaalde perifere woonkernen voor extra ruimte tussen de kustgemeenten zorgen. Dit kan tot meer substantiële ruimte voor een terugtrekkende kustlijn leiden.

Deze terugtrekking kan op twee manieren plaats vinden: (1) het landwaarts laten wandelen van duinengordels, of (2) het op bepaalde plaatsen laten doorbreken van duinengordels. In het eerste geval krijgt men een concrete onderbreking van de huidige kustlijn daar waar de duinen landwaarts hebben kunnen migreren. Zij blijven op die plaatsen hun primaire waterkeringsdienst leveren, waardoor extra kustbescherming daar niet nodig is. Het op deze manier doorbreken van de huidige lineaire kustboog brengt mogelijk extra risico's met zich mee voor deze plaatsen die zeewaarts uit zouden steken, zijnde de kustgemeenten. Niet alleen zullen zij ook zijwaarts beschermd moeten worden, mogelijke veranderingen in stromingspatronen zouden de reeds grote veiligheidsopgave voor het behouden van deze woonkernen nog sterk kunnen verhogen.

In het tweede geval dient men toe te laten (of te stimuleren) dat de duinen op bepaalde plaatsen eroderen en doorbreken. Dit is bijvoorbeeld, op kleine schaal, het geval op bepaalde Waddeneilanden (bijvoorbeeld de Slufter op Texel, zie Figuur 10), maar bij ons vooral bekend van het Zwin. Zo zullen op een aantal plaatsen langs de kust gradueel binnenzeeën, met een landschap van slikken en schorren, ontstaan. Deze binnenzeeën zullen op zichzelf opnieuw voorzien moeten worden van een secundaire zeewering, omdat de duinen als primaire zeewering niet langer volstaan. Ook in dit geval verhoogt dus de netto lengte van de te verdedigen kust aanzienlijk, ten opzichte van een verankerde kust.



Figuur 10 - de Slufter op Texel (NL) (@Google Earth).

Vanuit het oogpunt van een gezond, duurzaam en compleet ecosysteem, zoals opgevat in de kernelementen, loopt dit scenario deels parallel aan het scenario van de verankerde kust, ervan uitgaande dat het principe 'zacht waar het kan, hard waar het moet' ook hier zou toegepast worden, met inbegrip van nieuw aan te leggen duinen voor de kustgemeenten. Zo is er geen noemenswaardig

verschil qua *mariene dynamiek, veerkrachtige zeewering, diverse duinen, rijkere zee en bufferend watersysteem*. Voor andere kernelementen is dit scenario wel duidelijk anders, en zijn er binnen het scenario ook verschillen tussen terugtrekkende duinen en doorgebroken duinen.

Veelzijdige riffen zouden in dit scenario extra ruimte kunnen krijgen op de plaatsen waar de kust zich terugtrekt, met name indien deze zones gevrijwaard worden van bodemberoerende visserij. Eventueel kunnen bijkomende maatregelen genomen worden om biogene rifvorming van bijvoorbeeld schelpkokerwormen te stimuleren. Mogelijks vormen de luwere, teruggetrokken delen van de kust ook voor betere omstandigheden voor andere rifbouwers, zoals oesters. Bij het doorbreken van de duinen en de vorming van binnenzeeën, kunnen deze wellicht deels ingericht worden voor zoute aquacultuur. Indien deze activiteit kan compenseren voor het terugdringen van bodemberoerende kustvisserij, kan dit onrechtstreeks zorgen voor minder verstoring van *veelzijdige riffen*.

Dit succes van dit scenario is voor een groot stuk afhankelijk van het doorstuiven en/of doorbreken van de duinen, zoals beschreven in *eerherstel voor zandverstuiving*. Het areaal aan stuivende en lopende duinen zou significant hoger zijn dan in het eerste scenario, en ook dan in de huidige situatie.

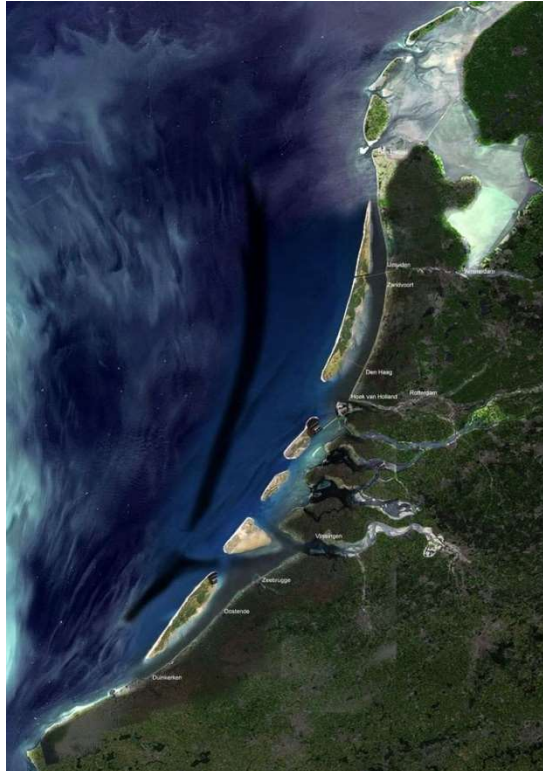
Dit scenario vereist dat op de locaties waar een doorstuiving en/of doorbreking van de duinen toegelaten of zelfs gestimuleerd zou worden, Terugschroeven van *verstening* een hele stap verder zou gaan dan het huidige beleid, en bij voorkeur met onmiddellijke ingang. Niet alleen zou in dit scenario op midden tot lange termijn met zekerheid bestaande, versnipperde verstening terug gegeven moeten worden aan de natuur, ook de bestaande en geplande verstening in het achterland (inclusief infrastructuur) zou moeten herzien worden op die plaatsen waar de kust kan terugtrekken.

Het kernelement *bufferende estuaria* beschrijft het belang van een groter areaal aan slikken en schorren. Hoewel het terugtrekkende scenario niet noodzakelijk meer ruimte geeft aan estuaria, mag wel verwacht worden dat bij een doorbraak van de duinen en de creatie van binnenzeeën, deze een wezenlijk areaal aan slikken en schorren zouden kunnen bevatten. Hierbij kan gedacht worden aan een (gedeeltelijke) invulling van de binnenzeeën zoals het huidige natuurreservaat het Zwin. Meer zelfs, de in 2016-2017 uitgevoerde uitbreiding van het Zwin leert ons hoe extra ruimte kan gecreeërd worden voor waterhuishouding aan de kust, inclusief hoe een dergelijke binnenzee beveiligd kan worden met een zeewering. Er kan daarenboven verwacht worden dat luwe binnenzeeën, ontstaan door ontpoldering, zich in de tijd systematisch zullen vullen met sediment waardoor de komberging vermindert. Dergelijke sedimentvallen kunnen dan systematisch zandvoorraden leveren en direct van nut zijn voor suppleties en andere natuurtechnische ingrepen ten behoeve van kustverdediging. Zo kan op lange termijn een cyclisch beheer ontstaan van ontpolderen en inpolderen, ook bekend als wisselpolders. Afhankelijk van het stadium waarin de polder zich bevindt, bestaan er opportuniteiten voor natuurontwikkeling en medegebruik, zoals aquacultuur, zilte teelten en extensieve landbouw.

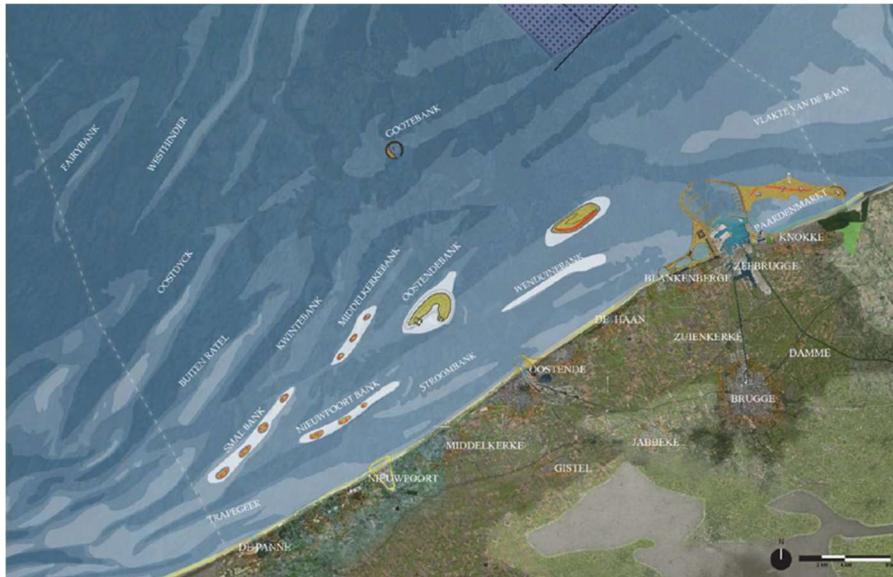
Tenslotte kan verwacht worden dat dit scenario voor een significante toename van het areaal aan duinen, en mogelijk slikken en schorren zal zorgen. Dit komt de *duurzame natuur* ten goede. Niet alleen door de toename aan oppervlakte natuur, maar ook door de verhoging van de (meta)populatiedynamiek in deze habitats. Slikken en schorren, en luwe binnenzeeën kunnen ook voor het mariene kustecosysteem van groot belang zijn, bijvoorbeeld als kraamkamer voor jonge vissen.

Vooruitgeschoven kustlijn met eilandengordel

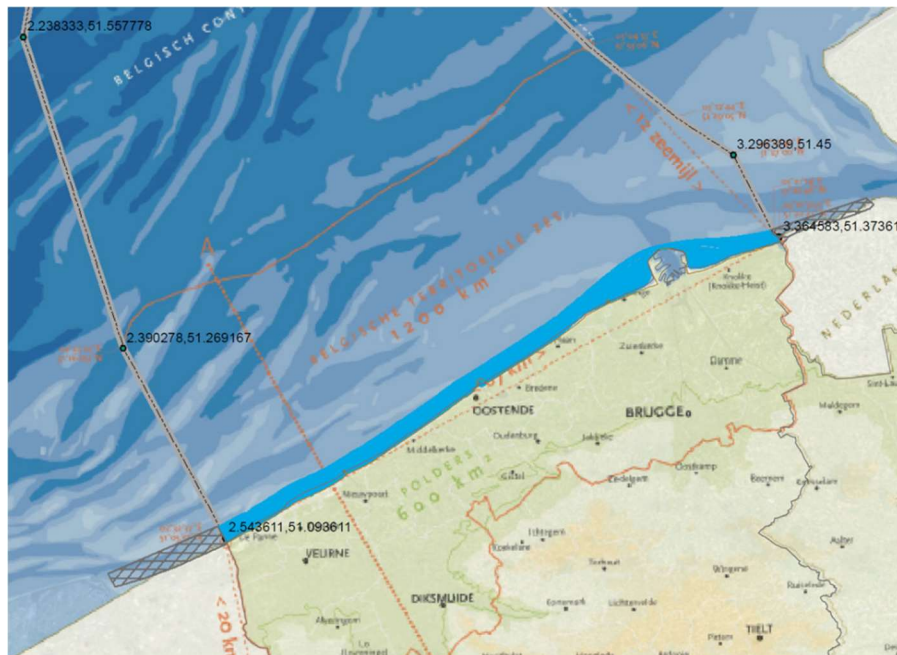
De idee om een vooruitgeschoven kustlijn te creëren is niet nieuw. Verschillende projecten, zoals 'evoluerende blauwe eilanden' (Deltares, 2006), Vlaamse Baaien 2100 (THV Vlaamse Baaien) en het Masterplan Vlaamse Baaien (Vlaamse Overheid, 2014) werken vanuit de idee om in meer of mindere mate eilanden te bouwen voor de Nederlandse en Vlaamse kust. Waar het plan 'evoluerende blauwe eilanden' zich toespitst op de Nederlandse kust, en voor de Vlaamse kust één groot eiland intekent (Figuur 11), richten de Vlaamse Baaien plannen zich wel specifiek op de Vlaamse kust. Beide laatste plannen gaan uit van het – deels - ophogen van meerdere bestaande banken voor de Vlaamse kust, om op deze manier de golfwerking te dempen (Figuur 13 en Figuur 12 – Masterplan Vlaamse Baaien met indicatie van de zoekzone voor eilanden (lichtblauw)).



Figuur 11 - Evoluerende Blauwe Eilanden (Deltares, 2006).



Figuur 13 - Vlaamse baaien 2100, de projectie voor de Vlaamse kust voor het jaar 2100.



Figuur 12 – Masterplan Vlaamse Baaien met indicatie van de zoekzone voor eilanden (lichtblauw)

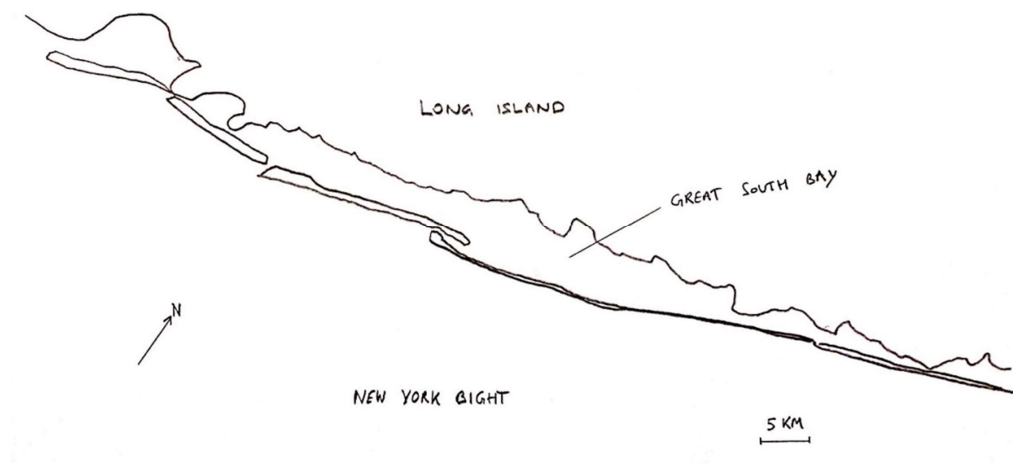
Vanuit het oogpunt van een gezond, duurzaam en compleet ecosysteem bieden deze bestaande plannen heel wat perspectief, en de mogelijkheden voor het optimaliseren van verschillende van de positieve processen zijn veelvuldig aanwezig. Toch bevatten deze plannen een aantal elementen die, vanuit ecosysteem perspectief, verder ontwikkeld moeten worden.

Voor een optimalisatie van de verschillende kernelementen zou de creatie van een eilandengordel of 'island barrier', grotendeels bestaande uit een duinengordel die breed en hoog genoeg is om, na de aanleg, een zo natuurlijk mogelijke dynamiek toe te laten, meest geschikt zijn. Tussen de eilandengordel en de bestaande kustlijn kan zo een buitendelta of waddegebied ontstaan van ondiep, voedselrijk water, met slikken en schorren. Om een voldoende grote buitendelta te krijgen, zouden de eilanden ver genoeg uit de kust moeten liggen, dus eerder door ophoging van de derde

bankenrij dan de meer kustwaarts gelegen banken. Langsheen de Oostkust en Zuidkust van de Verenigde Staten zijn heel wat eilandengordels terug te vinden (onder andere in de staten New York, van New Jersey tot Florida en van Florida tot Texas - Figuur 14). De eilanden zelf liggen in de meeste gevallen tussen 5 en 10km voor de kust (Figuur 15), en zijn tussen de 500m en 3km breed. In Europa vinden we een eilandgordel terug aan de Algarve-kust van Portugal; de eilanden liggen hier wel veel dichterbij de kust, tussen 500 en 1000m.



Figuur 14 - Island barrier op de grens tussen Mississippi en Alabama. De eilanden liggen meer dan 12km uit de kust (@Google earth)



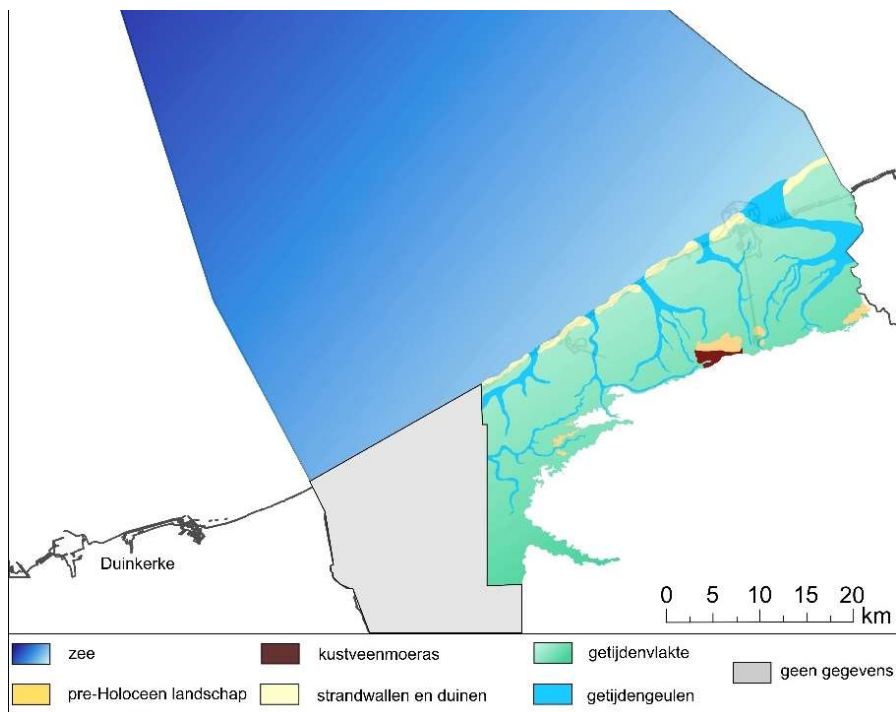
Figuur 15 - Barrier island aan de zuidkust van Long Island.

Typisch voor een natuurlijke eilandengordel is dat de zeezijde bestaat uit een zandstrand, met dan een smalle tot brede duingordel. Aan de luwe zijde van het eiland zijn vaak slikken en schorren te vinden. Aan de landzijde vinden we opnieuw slikken en schorren terug (Figuur 16).



Figuur 16 - Overzicht van een eilandengordel (beg.utexas.edu)

In een vrij recent verleden, weliswaar onder verschillende hydrologische omstandigheden, werd de Vlaamse kust aan zeezijde begrensd door zandplaten, met daarachter een buitendelta en grote aaneengesloten slikken en schorren (Figuur 17). Deze platen vormden als het ware eilanden tussen zee en het slikken/schorrengebied en lagen een 15-tal kilometer uit de toenmalige kust (ongeveer ter hoogte van of net buiten de huidige kustlijn).



Figuur 17 - Eilandengordel voor de Vlaamse kust in de vroege Middeleeuwen (aangepast van Michael Deklerk – sea-arch project)

Om een dergelijke kustontwikkeling met eilandengordel in de huidige situatie te realiseren, zal heel wat menselijk handelen nodig zijn. Hierbij dient met volgende factoren rekening gehouden te worden:

- De eilanden moeten ver genoeg uit de kust liggen om een voldoende dynamische buitendelta te krijgen, met ook dieper open water;
- De eilanden moeten breed genoeg zijn om een robuust, zij het dynamisch, duinensysteem te kunnen herbergen;
- Om een golfdempende werking te garanderen voor zo goed als de volledige achterliggende kustlijn, mogen de zeegaten tussen de eilanden niet te groot zijn, en mogen de eilanden niet te ver van de bestaande kustlijn gelegen zijn;
-

Naast de evidente mogelijkheden voor natuurontwikkeling, biedt dit scenario ook andere mogelijkheden voor medegebruik:

- De bestaande kustlijn kan behouden worden, en kan een 'zeegevoel', inclusief zeezicht, behouden blijven, zodat de aantrekking van de kust voor recreatie en bewoning niet verloren gaat;
- De buitendelta kan de ideale omstandigheden scheppen voor mariene aquacultuur: relatief beschut, eenvoudig bereikbaar en nutriëntenrijk. Ook aan de Amerikaanse kust zien we vaak aquacultuuractiviteiten in de beschutte stukken zee tussen eilandengordel en vaste land;
- De buitendelta kan voor kustscheepvaart gebruikt worden voor de verbinding van de havens van Zeebrugge met de havens van Vlissingen, Terneuzen, Gent, Antwerpen en verder stroomopwaarts transport;
- Hoewel de primaire functie van de eilanden 'kustverdediging' en 'natuur' zou moeten zijn, kunnen andere nevenfuncties een plek krijgen, bijvoorbeeld onder strikte voorwaarde dat ze geen specifieke kustverdedigende maatregelen vergen. Op deze manier kunnen de eilanden zich dynamisch ontwikkelen, maar kan (recreatieve) bewoning in de vorm van drijvende of waterkerende huizen toch plaats vinden. Voor de financierbaarheid van het geheel, lijkt het evident dat bepaalde eilanden ook een economische functie zullen krijgen, in de vorm van bijvoorbeeld havenontwikkeling en energiewinning. Ook hier geldt dat de zeekering natuurlijk en dynamisch moet kunnen gebeuren.

Dit scenario houdt echter ook heel wat risico's in, zowel in de planning, tijdens de aanleg als erna. Op vlak van ecosysteemfunctioneren en natuurontwikkeling spelen volgende risico's:

- Bestaande, waardevolle (duin)gebieden zullen aan dynamiek, in de vorm van het inwaaien van zand, verliezen, waardoor ze verder zullen verstruwelen. Hoewel de eilandengordel veel meer dynamisch duinengebied zou kunnen herbergen dan het bestaand duinareaal aan de Vlaamse kust, is er geen garantie dat deze 'nieuwe' natuur dezelfde mogelijkheden zal bieden voor bepaalde habitats en soorten als het dynamische duinenareaal dat aan de bestaande kust langzaam zal verdwijnen;
- Indien er te weinig waterbeweging is in de buitendelta, bestaat het risico dat de waterkwaliteit seizoenal achteruit gaat, en dat eutrofiëring optreedt, met mogelijke schadelijke algenbloeien als gevolg;
- De aanleg vergt een enorme hoeveelheid zand, die niet onmiddellijk voor de Vlaamse kust beschikbaar is. De aanleg zal dus een zeer grote milieu-impact hebben, omwille van de grootschalige zandextracties die nodig zullen zijn, het grote volume zandtransport en het neerleggen van het zand. Met name dat laatste kan voor zeer grote milieu-effecten zorgen: afdekking van de zeebodem, slibpluimen, geluidsproductie, etc. Bij een snelle aanleg van de eilandengordel zullen deze aanleg-effecten het grootst zijn, maar korter in de tijd. Bij een

gespreide aanleg van de eilanden loopt men het risico dat nog steeds substantiële aanleg-effecten over een zeer lange periode voelbaar zal zijn;

- Een zekere vorm van verder onderhoud aan de nieuwe duinengordel en voorliggende stranden zal niet vermijdbaar zijn.

Ten opzichte van de andere twee scenario's, zorgt dit scenario met zekerheid voor een substantiële wijziging in de oppervlaktes van bepaalde kusthabitats, alsook in de balans in omvang dan de verschillende habitats:

- Dynamische duinen zullen er zeer sterk op vooruit gaan (op de eilandengordel)
- Stabiele duinen zullen toenemen in de bestaande duinreservaten, wegens het verlagen van de verstuvingsdynamiek
- Een deel ondiepe kustzone zal een buitendelta worden, met een meer slibrijke bodem als gevolg;
- Een deel van de huidige zandstrandkust zal evolueren tot slikken en schorren, een type habitat dat heel sterk zou toenemen; ook aan de luwe zijde van de eilanden zal slik en schor ontstaan;
- Er zou een verlies optreden van ondiepe zandbanken door de ophoging ervan tot boven de laagwaterlijn;
- De hoeveelheid (natuurlijk) strand zou toenemen op de eilandengordel;
- Een nieuwe zeewaartse vooroever zal zich moeten ontwikkelen.

Ten opzichte van de andere twee scenario's, wordt er voor de meeste kernelementen een significant verschil verwacht. De mariene dynamiek zal naar alle waarschijnlijkheid wijzigen doordat een buitendelta gecreëerd wordt met eigen hydro- en morfodynamische karakteristieken. Het scenario met een eilandengroep biedt zowel aan de zeezijde van de eilanden als in de buitendelta mogelijkheden voor de ontwikkeling van *veelzijdige riffen*. In de buitendelta zijn zelfs ontwikkelingen van biogene rifbouwers denkbaar die nu nog niet of beperkt voorkomen aan de Vlaamse kust. Daarenboven kan de rijke mogelijkheid tot aquacultuurproductie ervoor zorgen dat de visserijdruk, en dan met name bodemberoerende visserij, significant kan dalen.

De idee, vanuit een gezond, duurzaam en compleet ecosysteem denkend, zou zijn dat de nieuwe stranden en duinengordel op de eilandengordel zich kunnen ontwikkelen als *veerkrachtige zeewering* en *stuivende duinen*². De duinen moeten kunnen wandelen, zeewaarts of landwaarts in functie van de beschikbaarheid van sediment. Initieel zal de natuur duidelijk een handje toegestoken moeten worden, bijvoorbeeld door aanplant van autochtone, zand stabiliserende planten. Ten opzicht van de andere twee scenario's mogen we ervan uitgaan dat er voor de bestaande kustlijn geen nieuwe duinengordels aangelegd zullen dienen te worden. Deze areaaltoename komt in dit scenario dus niet voor.

Omwille van de gereduceerde dynamiek in de bestaande kustduinen, zullen deze allemaal evolueren naar *diverse duinen*. Duinen die nu al verstruweeld zijn, zullen op termijn ontwikkelen naar duinbossen. Omdat de bestaande duinengordel zijn primaire kustverdedigingsfunctie zou verliezen, kan het bereiken van een *minimale verstening*, meer dan in de andere twee scenario's, lopen volgens de reeds vastgelegde trajecten.

² Kernuitgangspunt *eerherstel voor zandverstuiving*.

Verwacht wordt dat het water in de buitendelta in potentie helderder zou kunnen worden. Dit effect zal, in ieder geval voor middellange termijn, meer dan teniet gedaan worden door de impact van de werken op de sedimenthuishouding, inclusief het in suspensie brengen van zand. Dit laatste zal negatief werken op een *rijke zee*.

Dit scenario levert met voorsprong de grootste bijdrage aan de toename van slikken en schorren. Als de eilandengordel zich Oostwaarts van de monding van de Westerschelde zou uitstrekken, dan kan het slikken en schorren-systeem wat zich aan de luwe zijde van de eilanden en de zeezijde van het vasteland bevindt, geconnecteerd blijven met de Westerschelde. Dit zou het potentieel van *bufferende estuaria* exponentieel verhogen.

Het is erg de vraag of een nieuwe, kunstmatig aangelegde duinensysteem een rol kan vervullen als *bufferend watersysteem*. Daarop stelt zich de vraag of de nieuwe duinengordel water als ecosysteemdienst zou moeten leveren voor bijvoorbeeld lokale landbouw. Met het afnemen van dynamiek in de bestaande duinen, zouden ook zij aan belang verliezen als bufferend watersysteem.

Tenslotte is de impact van dit scenario op *duurzame natuur* niet eenduidig te voorspellen. Een lang, min of meer aaneengesloten duinengebied, weliswaar een aantal kilometer uit de kust, zou een ideaal geconnecteerd systeem kunnen herbergen, met alle mogelijkheden voor (meta)populaties om te ontwikkelen. Echter, er is geen garantie dat de kunstmatig aangelegde duinen ook effectief de ecologische potentie als duinengebied waar zouden maken. Grote hoeveelheden slik en schor zouden naar alle waarschijnlijkheid wel ontstaan, en zouden extra mogelijkheden vormen voor connectiviteit tussen bijvoorbeeld de baai van de Somme en de Westerschelde.

Hoofdstuk 3. Beoordelingstools

Nieuwe infrastructuurprojecten, een herinrichting van de kustzone, beheermaatregelen, ... kunnen zowel een bedreiging als een opportuniteit betekenen voor het realiseren van de ecosysteemvisie richting 2100. Om een beoordeling te maken van de mogelijke gevolgen van deze ingrepen en maatregelen voor het ecosysteem en zijn functies, en om na te gaan of zij al dan niet bijdragen aan het tot stand komen van een compleet, gezond en duurzaam kustecosysteem, is een kennis gedreven beoordelingstool nodig. Een dergelijk instrument dient rekening te houden met de veelzijdigheid aan ecologische processen en effecten, en moet op een objectieve wijze informatie aanleveren. Naast informatie over welke en hoe ecosysteemfuncties beïnvloed worden, dient het instrument ook aan te geven of de gestelde natuurdoelen en gebruiksfuncties zoals die in de visie voorop worden gesteld gerealiseerd kunnen worden.

Er bestaan heel wat beoordelingsmethoden die gebruik maken van indices om de ecologische kwaliteit te bepalen. Vele zijn gericht op een zeer statisch beschrijven van de toestand (bv. Kaderrichtlijn Water) waarbij geen ruimte is voor natuurlijke dynamiek, een inherent kenmerk van ecosystemen en zeker van kustgebonden ecosystemen. Ander belangrijk nadeel is dat ze quasi allen gericht zijn op de structurele componenten van het ecosysteem en niet op het functioneren van het ecosysteem. Een doorvertaling van de veranderingen in ecosysteem functioneren op de verschillende ecosystemendiensten is dan ook vaak ontbrekend. Voor de beoordeling van de toestand van het Schelde-estuarium werd een methode uitgewerkt die probeert verschillende van deze nadelen te vermijden ("Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium", Maris et al. 2014). Voor de beoordelingstool van de kust wordt er vertrokken van deze methodiek, en wordt een luik toegevoegd om ook het effect op ecosystemendiensten te kunnen beoordelen.

Waar de Schelde-methodiek vooral gericht is op een *toestandsbeoordeling*, om inzicht te krijgen in de huidige toestand van het ecosysteem, hebben we voor dit onderzoek een tool ontwikkeld voor *effectbeoordeling*, om een inschatting te maken van de toekomstige evolutie van het ecosysteem onder invloed van bepaalde menselijke impact of beheersmaatregelen. Dezelfde piramide-aanpak als in de Schelde-methodiek wordt gebruikt als kapstok voor deze *effectbeoordeling*, waardoor beide methodieken (*toestandsbeoordeling* en *effectbeoordeling*) aan elkaar gekoppeld blijven. *Toestands- en effectbeoordeling* kunnen wel onafhankelijk van elkaar uitgevoerd worden.

Tenslotte was een finale doelstelling voor de ontwikkeling van de toetsingsmethodiek om een ruimtelijke component toe te voegen. Ook dit is een veel voorkomend gebrek bij effectstudies, en met name een flexibele ruimtelijke schaal afgestemd op diverse parameters, zonder daarbij voorbij te gaan aan het geïntegreerde karakter van deze parameters.

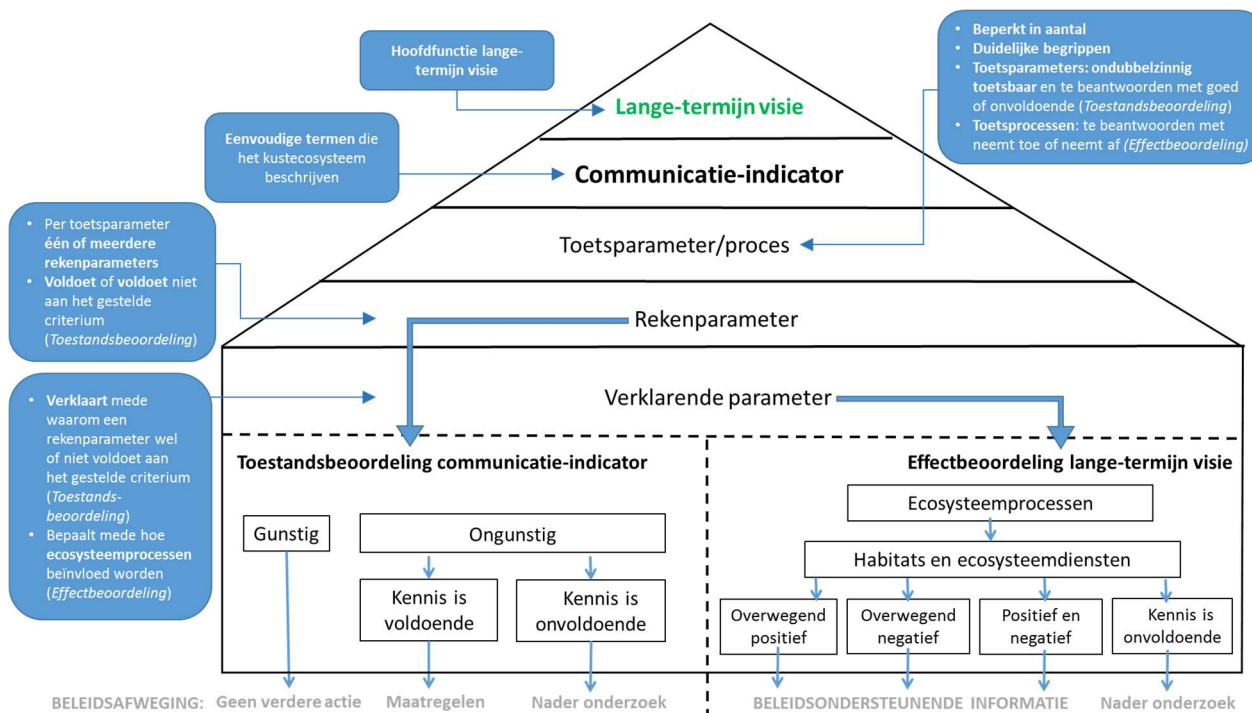
Dit hoofdstuk beschrijft de opbouw van de methodiek voor *toestandsbeoordeling* en de tool voor *effectbeoordeling*. Daarnaast is deze laatste, in zijn preliminaire vorm, getest op een casus: de aanleg van een artificieel eiland voor de oostkust (zoals opgenomen in de beslissing van de Vlaamse regering omtrent het project 'Vlaamse Baaien'). Tenslotte wordt ook een juridische analyse gemaakt van enerzijds de waarde van een ecosysteemvisie, en anderzijds van de waarde van de tool voor *effectbeoordeling*.

3.1. Beoordelingstools

3.1.1. Piramide-aanpak als kapstok

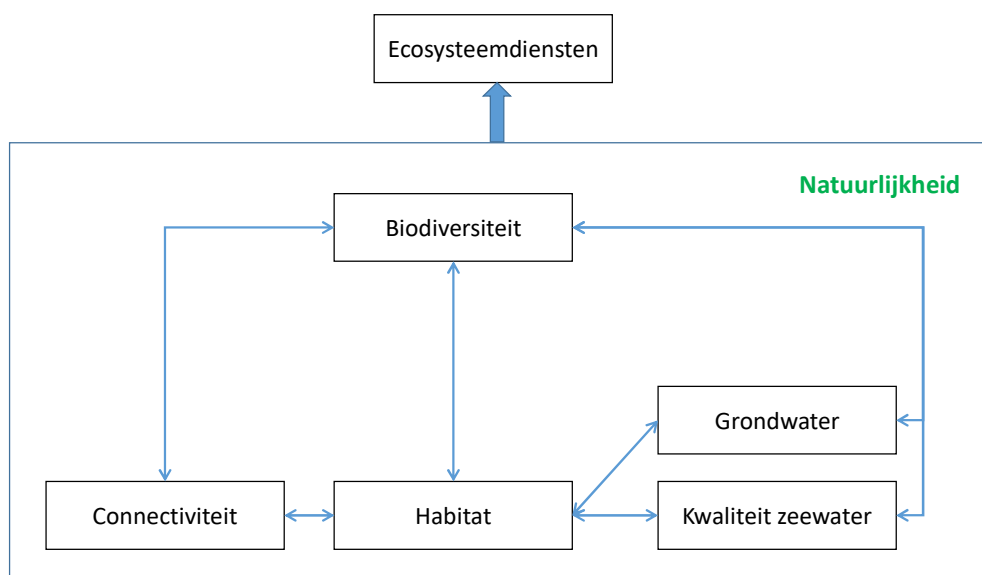
De methodiek voor de beoordeling van het kustecosysteem is gestoeld op de 'piramide-aanpak' van de Schelde-methodiek en vertrekt vanuit een zelfde filosofie (Figuur 1): het functioneren van het ecosysteem wordt beschreven aan de hand van een beperkt aantal **communicatie-indicatoren**. Dit zijn eenvoudige termen die het kustecosysteem beschrijven. Elke communicatie-indicator wordt gekenmerkt door een beperkt aantal **toetsparameters**. Dit zijn een beperkt aantal duidelijke begrippen die telkens één aspect van de communicatie-indicator weergeven. Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere **rekenparameters** die samen bepalen of de ontwikkeling (of toestand) van een toetsparameter gunstig of ongunstig is voor het functioneren van het systeem. Onderaan de piramide staat een set **verklarende parameters** die aangeven welke de mogelijke oorzaken zijn van een bepaalde toestand van of verandering in één van de rekenparameters. Voor de methodiek van de kust is aan deze piramidestructuur een bijkomende dimensie toegevoegd op het niveau van de toetsparameters. Zoals eerder gemeld, is het maken van een koppeling tussen *toestand* en *impact* voor deze studie erg belangrijk. Gezien de visie, die vertrekt vanuit de filosofie dat habitats en ecosysteemdiensten gevormd en gestuurd worden vanuit *natuurlijke* en *antropogene processen*, worden daarom naast de toetsparameters ook **toetsprocessen** geïdentificeerd (Figuur 18). Deze verwijzen naar de processen uit de visiematrix (Hoofdstuk 1), en worden gebruikt om een link te kunnen maken tussen de veranderingen in het ecosysteem en de doelstellingen van de visie (habitats en ecosysteemdiensten). Een dergelijke getrapte aanpak laat toe om systematisch te ontrafelen waar precies de oorzaak van een onvoldoende toestand van het ecosysteem dient gezocht te worden (toestandsbeoordeling), en/of inzicht te krijgen in hoe een verandering door een ingreep uiteindelijk een verbetering of verslechtering van het ecosysteem kan teweeg brengen (effectbeoordeling).

De indeling van communicatie-indicatoren in verschillende piramides betekent niet dat de onderlinge samenhang uit het oog wordt verloren. Wederzijdse beïnvloeding tussen piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie. Zo kunnen toets- of rekenparameters uit de ene piramide terugkeren als verklarende parameter in een andere. Op deze manier wordt impliciet de verwevenheid van het kustsysteem ingebouwd in de methodiek (zie ook Figuur 19).



Figuur 18 – Schematische weergave evaluatiekader kust als uitbreiding op evaluatiekader Schelde-estuarium (uitbreiding op Maris et al. 2014). Het luik 'Effectbeoordeling' en de notie van 'Toetsproces' zijn extra toegevoegd ten opzichte van de oorspronkelijke methodiek.

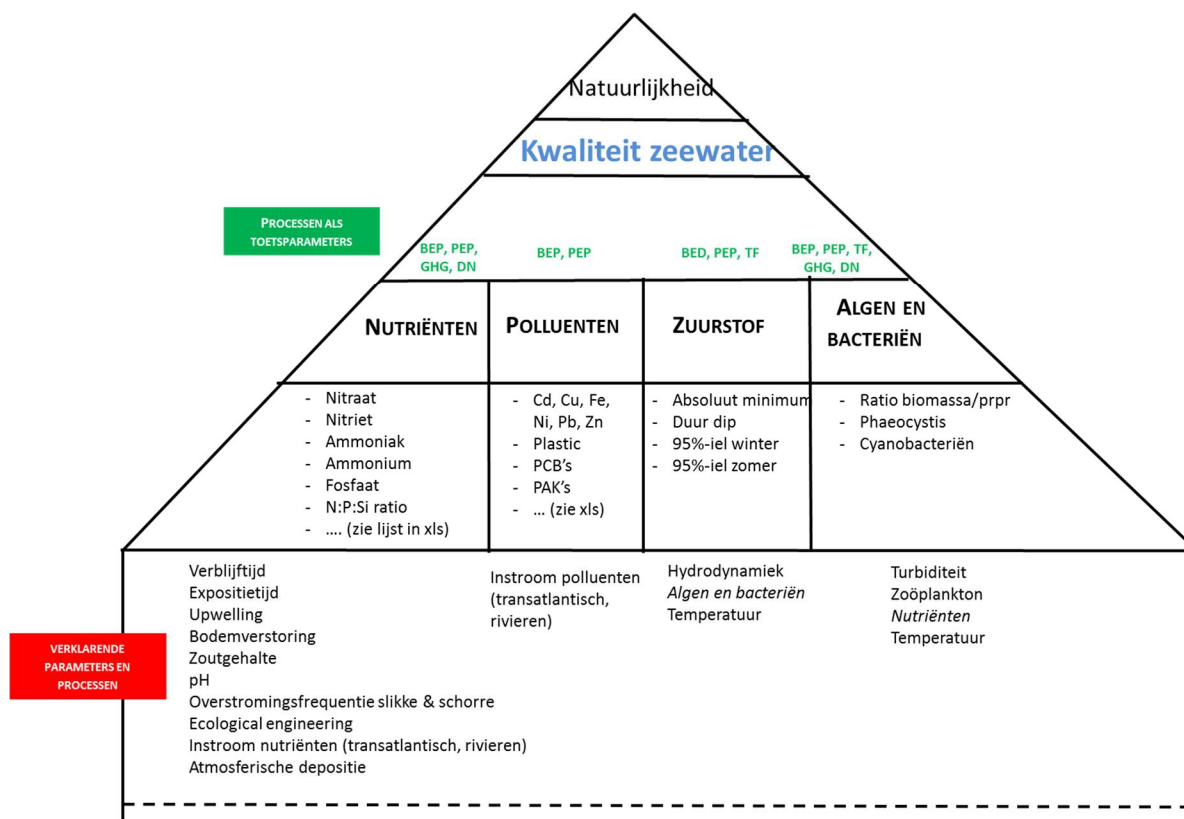
Op basis van de piramides uit de Schelde-methodiek en kennis over het kustecosysteem zijn vijf verschillende piramides geïdentificeerd die samen het kustecosysteem beschrijven: **Biodiversiteit, Connectiviteit, Grondwater, Kwaliteit zeewater en Habitat** (Figuur 3).



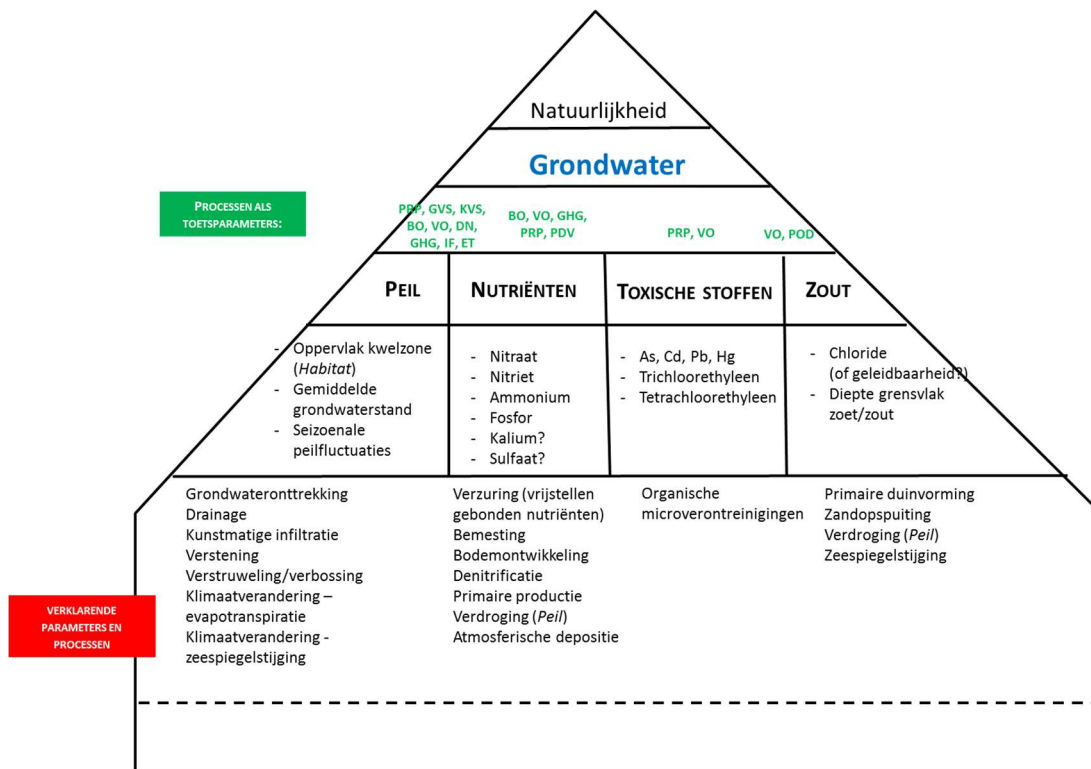
Figuur 19 – Schematische weergave van de samenhang van de 5 communicatie-indicatoren (piramides) voor de lange-termijn visie Natuurlijkheid en de ecosysteemdiensten.

De hier voorgestelde piramides wijken af van die gebruikt voor de Schelde. Deze laatste werd immers specifiek ontwikkeld voor het evalueren van het Schelde-estuarium, met zijn specifieke kenmerken. Het kustecosysteem verschilt echter op verschillende vlakken fundamenteel van het Schelde-estuarium, zodat een aangepaste structuur afgestemd op de eigenheid van de kust onontbeerlijk is: Plaat- en geulsystemen en Leefomgeving (nu beiden voor het kustecosysteem vervat in Habitat), Waterkwaliteit (nu onderverdeeld in Kwaliteit zeewater en Grondwater), Ecologisch functioneren (deels vervat in Connectiviteit en Biodiversiteit), Flora en Fauna (vervat in Biodiversiteit en Habitat). Connectiviteit zorgt expliciet voor samenhang tussen land, de terrestrische component, zee, de mariene component. Er is voor een onderverdeling in water van land (grondwater) en zee (zeewater) gekozen om de inhoud van de piramides overzichtelijk te houden. Habitat is een indicator voor de beschikbaarheid in ruimte en tijd en kwaliteit van leefomgeving voor flora en fauna. De beschikbaarheid en kwaliteit van habitat werden in de Schelde-methodiek verdeeld in abiotische en biotische omstandigheden (Plaat- en geulsystemen en Leefomgeving). Het habitat heeft een wisselwerking met de kwaliteit van zeewater en grondwater. Ook zijn verschillende habitats met elkaar verbonden (Connectiviteit) hetgeen de beschikbaarheid van habitats beïnvloedt. Biodiversiteit wordt hier als laatste communicatie-indicator aangeduid, hoewel dit niet geïnterpreteerd dient te worden als de finale resultante van de andere communicatie-indicatoren. Biodiversiteit kan enerzijds beschouwd worden als een indicator van een gezond functionerend ecosysteem en dus voortvloeien uit de 4 andere communicatie-indicatoren, maar andersom kan biodiversiteit op zich net ook de veerkracht van het ecosysteem verhogen. Ook voor tal van ecosystemendiensten is aangetoond dat biodiversiteit leidt tot een verhoging van de capaciteit van het ecosysteem om de dienst te leveren (Schneiders et al. 2012; Harrison et al. 2014), hoewel dit niet voor alle diensten het geval is en ook omgekeerde relaties bekend zijn (Bennett et al. 2015; Manhaes et al. 2016).

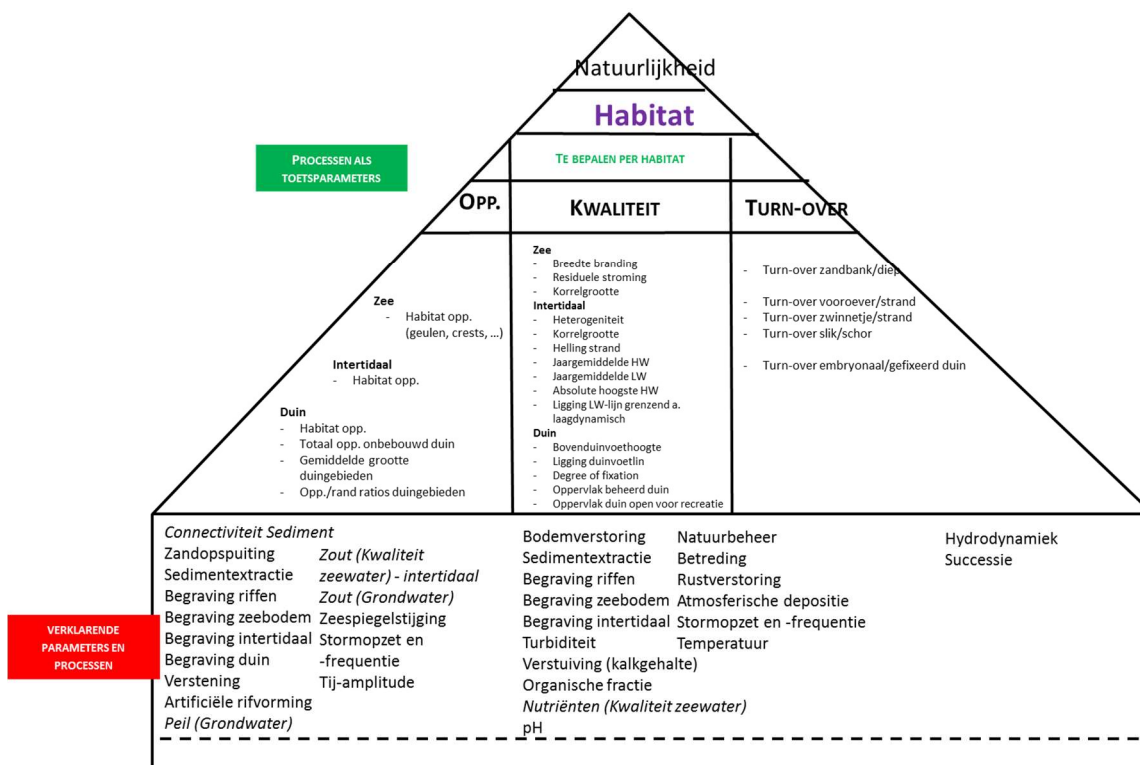
In totaal zijn er 17 toetsparameters en zo'n 130 reken- en verklarende parameters. Figuur 24 t/m Figuur 20 geven de piramides voor de verschillende communicatie-indicatoren weer. De afkortingen van de processen (groen) worden verklaard in *Tabel 4* (onderaan de piramides).



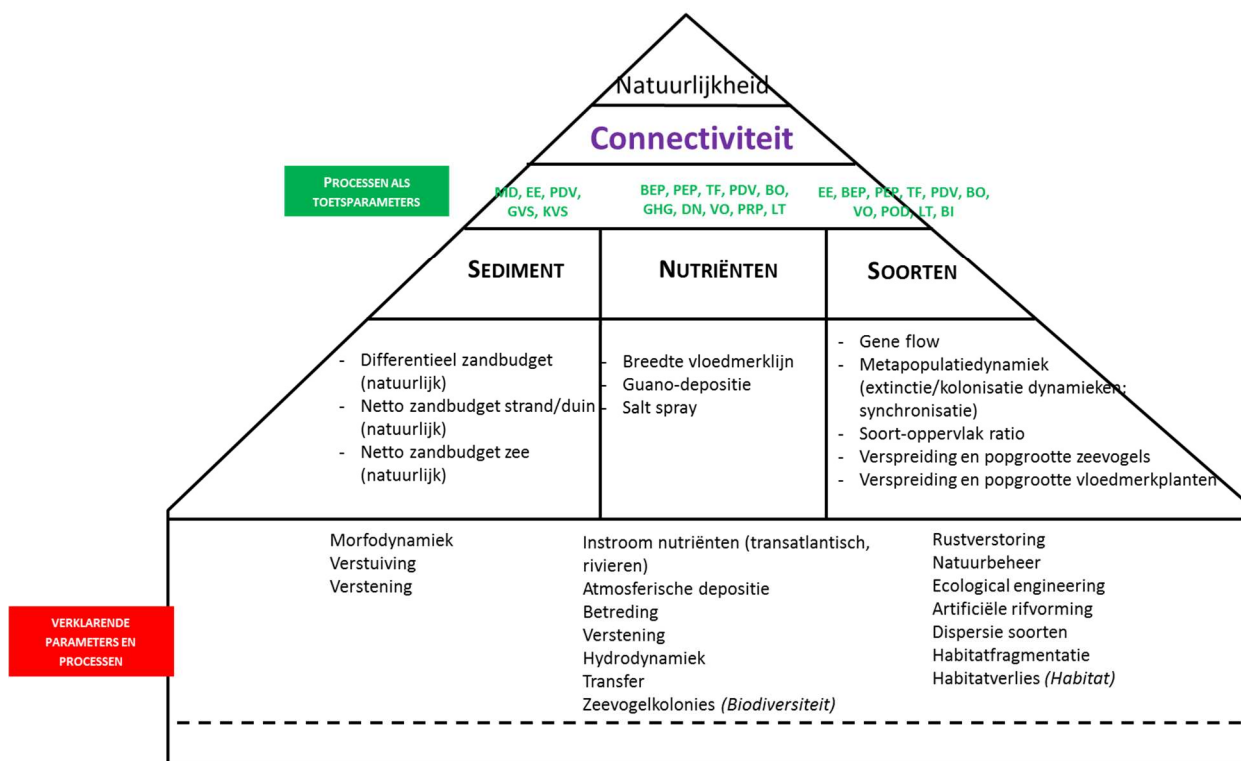
Figuur 20 – Piramide voor communicatie-indicator Kwaliteit zeewater (cursief: parameter is gekoppeld aan andere communicatie-indicatoren of toetsparameters; groen: links met processen in de visiematrix – afkortingen zie Tabel 4).



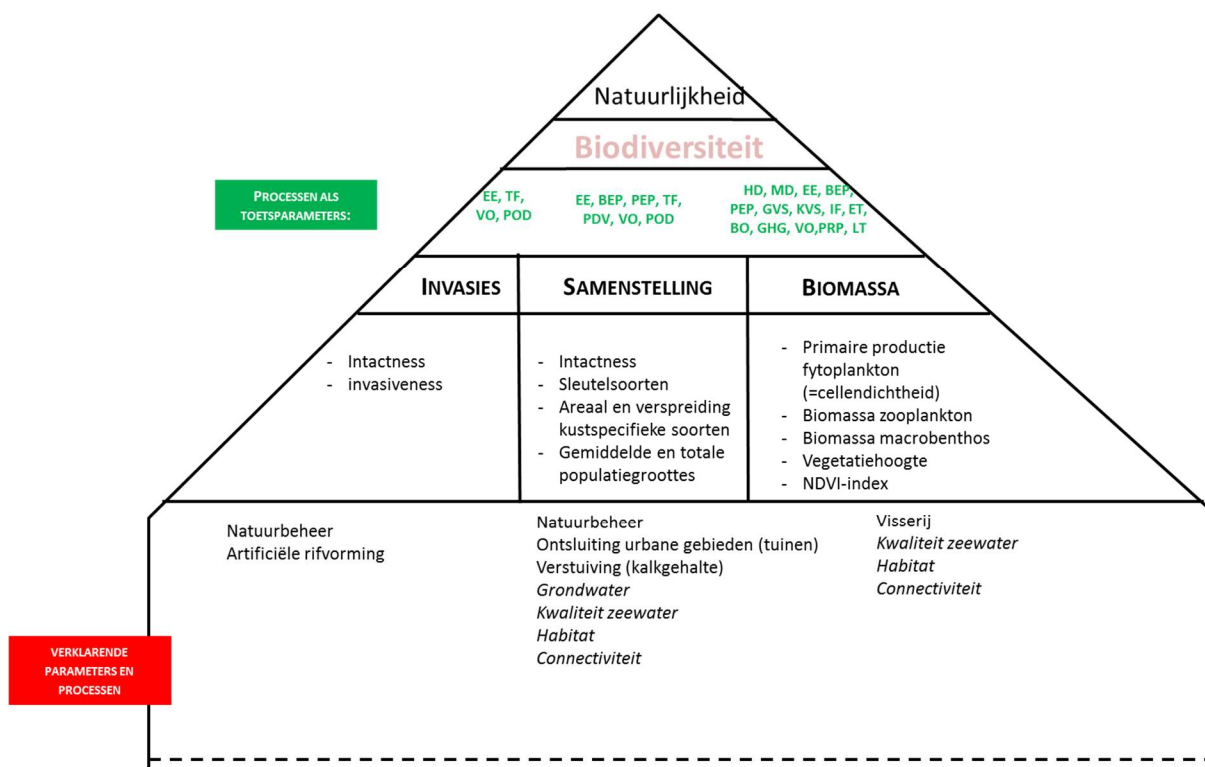
Figuur 21 – Piramide voor communicatie-indicator Grondwater (cursief: parameter is gekoppeld aan andere communicatie-indicatoren of toetsparameters; groen: links met processen in de visiematrix – afkortingen zie Tabel 4).



Figuur 22 – Piramide voor communicatie-indicator Habitat (cursief: parameter is gekoppeld aan andere communicatie-indicatoren of toetsparameters; groen: links met processen in de visiematrix – afkortingen zie Tabel 4).



Figuur 23 – Piramide voor communicatie-indicator *Connectiviteit* (cursief: parameter is gekoppeld aan andere communicatie-indicatoren of toetsparameters; groen: links met processen in de visiematrix – afkortingen zie Tabel 4).



Figuur 24 – Piramide voor communicatie-indicator *Biodiversiteit* (cursief: parameter is gekoppeld aan andere communicatie-indicatoren of toetsparameters; groen: links met processen in de visiematrix – afkortingen: zie Tabel 4).

Tabel 4 – Afkortingen van de processen vermeld in groen in bovenstaande figuren

Afkorting	Proces
AR	Artificiële rifvorming
BBV	Bodemberoerende bevissing
BEP	Benthische productie
BI	Biologische invasies
BO	Bodemontwikkeling
BOV	Bodemverrijking
BT	Betreding
DN	Denitrificatie
DR	Drainage
EE	Natuurlijke rifvorming
ET	Evapotranspiratie
GHG	Gasemissies
GVS	Grootschalige verstuing
HD	Hydrodynamiek
IB	Intensieve begrazing
IF	Infiltratie
KIF	Kunstmatige infiltratie
KVS	Kleinschalige verstuing
LT	Landbouwteelt
MD	Morfodynamiek
NB	Natuurbeheer
PDV	Primaire duinvorming
PEP	Pelagische productie
PEV	Pelagische bevissing
POD	(Meta)populatiodynamiek
PRP	Primaire productie
RVS	Rustverstoring
SE	Sedimentextractie
STB	Storting baggerspecie
TF	Transfer
VO	Vegetatieontwikkeling
VST	Verstening
WAO	Wateronttrekking
ZOS	Zandopsputting

3.1.2. Toestandsbeoordeling

De opdracht in deze studie bestond erin een evaluatiekader te maken om toekomstige ontwikkelingen in het kustecosysteem te kunnen inschatten. Het opstellen van een toetsingskader voor de huidige toestand valt buiten het bestek van deze opdracht. De toestandsbeoordeling is hier daarom niet in detail uitgewerkt. Wel is met het identificeren van rekenparameters een aanzet gemaakt. Om duidelijk het onderscheid te kunnen aantonen met de effectbeoordeling leggen we hier kort het principe van de toestandsbeoordeling uit. We geven ook aan welke vervolgstappen nodig zijn om tot een bruikbaar instrument te komen.

Principe

De toestandsbeoordeling gebeurt aan de hand van de **rekenparameters**. Voor iedere rekenparameter dient een criterium gesteld te worden. Dit criterium is waar mogelijk een kwantitatieve waarde, zo niet de evaluatie van een trend. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkeling van een toetsparameter gunstig of ongunstig is voor het functioneren van het systeem. Op basis van de evolutie in de **toetsparameters** kan op ondubbelzinnige wijze de **communicatie-indicator** geëvalueerd worden. Elke toetsparameter vormt een essentiële graadmeter voor de kwaliteit van de betrokken communicatie-indicator. Ze bepalen of het goed dan wel slecht gaat.

Vervolgstappen

De evaluatiemethodiek van het Schelde-estuarium is bedoeld om een evaluatie te maken van de huidige toestand en trend (i.e. evolutie in de tijd t.o.v. een referentiejaar) van het estuariene Schelde-ecosysteem. Voor iedere rekenparameter werd daarbij een kwantitatief toetsingscriterium vastgelegd. De toetsing aan de criteria gebeurt op basis van monitoringsgegevens. Aan de hand van de (trends in) verklarende parameters wordt naar de onderliggende verklaringen gezocht. Omdat trends in verklarende parameters een voorbode kunnen zijn voor veranderingen in een toetsparameter, worden bovendien bij elke evaluatie, alle verklarende parameters mee bepaald en besproken. Op basis van de evaluatie van de toetsparameters en de trends in verklarende parameters kan vervolgens een beleidsafweging gemaakt worden of al dan niet maatregelen vereist zijn om de toestand van het ecosysteem te bewaren of te verbeteren.

Concreet zou, voor het uitwerken van de *toestandsbeoordeling* voor het Vlaamse kustecosysteem, voor *elke* rekenparameter een kwantitatief toetsingscriterium moeten bepaald worden. Voor sommige parameters kan hiervoor gebruik gemaakt worden van bestaande wettelijke kaders of van bestaand onderzoek. Zo stelt de KRMS dat de nitraatconcentratie in het kustnabije gedeelte van de Noordzee maximaal 10 $\mu\text{mol/l}$ mag bedragen, en dit zou als toetsingscriterium voor 'nitraat' onder de toetsparameter 'Nutriënten' (Kwaliteit zeewater) gebruikt kunnen worden. Of toont onderzoek aan dat helmduinen een minimale overstuiving van 4 cm/j nodig hebben om vitaal te blijven (Aggenbach et al. 1999), op basis waarvan uiteindelijk een netto zandbudget van strand naar duin in $\text{m}^3/\text{m/j}$ kan afgeleid worden voor een gunstige beoordeling van de toetsparameter 'Sediment' (Connectiviteit). In sommige gevallen kunnen ook aannames gemaakt worden, of is het niet mogelijk een kwantitatief criterium te stellen en vormt een trend het toetsingscriterium (vb.: criterium = geen afnemende trend).

Ondanks het feit dat het Vlaamse kustecosysteem tot één van de best onderzochte kustecosystemen van de wereld behoort, blijven er heel veel fundamentele kennisvragen (zie deelrapport I); het kennisniveau ligt over het algemeen lager dan voor het Schelde-estuarium, mede ook door de complexiteit van het kustecosysteem. En ook voor het Schelde-estuarium was het opstellen van de kwantitatieve criteria geen evidentie. Een eerste vereiste is namelijk dat er zeer duidelijke, wetenschappelijk gefundeerde doelstellingen moeten zijn. Pas als er duidelijke streefdoelen bestaan, kunnen criteria gezocht worden waarmee de doelstelling getoetst kan worden. Het afleiden van de criteria gebeurt op basis van de best beschikbare wetenschappelijke kennis. Het bepalen van concrete doelstellingen daarentegen is deels bepaald door vereisten vanuit het ecosysteem functioneren, maar ook deels een maatschappelijke en socio-economische afweging: hoe hoog leggen wij, als maatschappij, de lat voor de kwaliteit van ons kustecosysteem?

Het bepalen van de gewenste toestand, de bijhorende toetsingscriteria en kwantitatieve methodes voor het uitwerken van rekenparameters vormt dus onderwerp van een studie op zich. Dit vereist de nodige inspanningen en een brede discussie met betrokkenen uit alle relevante sectoren. Er wordt al heel wat gemonitord en onderzocht langs de Vlaamse kust, bijvoorbeeld Monitoring Vlaamse Banken, monitoring in het kader van Natura 2000, Kaderrichtlijn Water en Kaderrichtlijn Mariene Strategie, soortenmonitoring, etc. (zie ook Deelrapport I). Het samenbrengen en integreren van al deze informatie is een eerste stap, waarop vervolgens gekeken kan worden waar zich (kennis)hiaten bevinden om tot een functionele evaluatiemethodiek t.b.v. de toestandsbeoordeling van de Vlaamse kust. Dit vergt een geïntegreerde aanpak, over de verschillende overheden en kennisinstituten heen. Idealiter vloeit hier een overkoepelende visie t.a.v. van monitoring en kennisopbouw uit voort.

De vijf gekozen piramides voor de evaluatie van het Vlaamse kustecosysteem zijn met name ontwikkeld t.b.v. de ecosysteemvisie. Men kan ze vergelijken met de piramides die voor het Schelde-estuarium ontwikkeld zijn voor het beschrijven en evalueren van de Natuurlijkheid van het Schelde-estuarium. Net als voor het Schelde-estuarium is het wenselijk om ook piramides te ontwikkelen die de socio-economische aspecten behandelen. Denk bijvoorbeeld aan een piramide Veilige Kust, of Toegankelijkheid Scheepvaart, conform de evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium. Op deze manier komt dan een volledig integraal monitoring- en evaluatiesysteem tot stand.

3.1.3. Effectbeoordeling

De effectbeoordeling is bedoeld om op objectieve wijze een inschatting te maken van de effecten die een ingreep teweeg zal brengen op het ecosysteem functioneren en op de ecosysteemdiensten, maar doet geen evaluatie van de toestand (huidige of toekomstige) op zich. Het inbedden van de effectbeoordeling in de methodiek van de toestandsbeoordeling heeft als voordeel dat met een zelfde set aan parameters zowel een beter begrip kan verkregen worden van waarom de toestand van het ecosysteem (niet) voldoet, alsook een voorspelling gedaan worden van de toestand van het ecosysteem in de toekomst, na een bepaalde ingreep of set van ingrepen (scenario-analyse). Met het uitwerken van de methodiek voor effectbeoordeling is bovendien ook reeds de eerste stap gezet voor een toestandsbeoordeling: het globale kader met toetsparameters en verklarende parameters is nu reeds voorhanden.

De effectbeoordeling kan volledig losstaand van de toestandsbeoordeling gebruikt worden. Wanneer een uitgewerkte methodiek voor zowel toestands- als effectbeoordeling voorhanden is, kunnen beide gecombineerd worden. Zo kunnen de effecten van een ingreep kwalitatief beoordeeld worden, en kan aan de hand van deze uitkomst een inschatting gemaakt worden of de nieuwe toestand voldoet aan de criteria uit de evaluatiemethodiek.

3.1.3.1. Verklarende parameters als basis

Aangezien de rekenparameters indicatoren zijn voor een toestand en beoordeeld worden op basis van monitoringsgegevens, zijn deze minder geschikt om een voorspelling te doen van deze effecten. Voor de meeste rekenparameters is het namelijk moeilijk of zelfs onmogelijk om (zonder gespecialiseerde kennis) in te schatten wat de impact is van een ingreep op de rekenparameter. Het is echter wel mogelijk om aan te geven op welke manier een ingreep een verandering teweeg brengt in een sturende of verklarende parameter, die uiteindelijk leidt tot een verandering in ecologische processen en in het ecosysteem functioneren (waarvan de rekenparameters indicatoren zijn). De effectbeoordeling gebeurt dus door de verwachte trend in de verklarende parameters in te

schatten, in tegenstelling tot de toestandsbeoordeling die gebeurt aan de hand van monitoring van de rekenparameters. In de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium worden de verklarende parameters (of trends in deze verklarende parameters) wel aangewend om de toestandsevaluatie verder te verklaren. De effectbeoordeling in deze studie diept die verklarende parameters verder uit om de doelstellingen van de visie (habitats en ecosysteemdiensten) te toetsen, zonder het uitvoeren van een toestandsevaluatie.

Aan de hand van een voorbeeld wordt het verschil uitgelegd. Macrobenthos biomassa is een rekenparameter die een indicatie geeft van de biodiversiteit (voor het aspect biomassa, één van de drie toetsparameters van de piramide biodiversiteit). Wanneer de macrobenthos biomassa gemeten wordt en onder een bepaalde drempelwaarde ligt, dan wordt de huidige toestand van de biodiversiteit (aspect biomassa) negatief geëvalueerd. Een inschatting maken van de macrobenthos biomassa als gevolg van een ingreep is veel moeilijker, (1) omdat hiervoor kennis nodig is die een standaard gebruiker van de tool niet per definitie heeft, (2) omdat er meerdere effecten van een ingreep een gevolg kunnen hebben op de biomassa en (3) omdat er ketting van reacties kan ontstaan. Zo zal de aanleg van een eiland een impact hebben op macrobenthos biomassa door begraving van het benthos, maar ook door een (tijdelijke) verhoging van de turbiditeit, een verlaagde pelagische productiviteit en dus verminderd voedselaanbod voor macrobenthos. De verklarende parameters zijn in dit geval een vermindering van habitatooppervlakte voor het habitat dat begraven wordt door de aanleg van het eiland (bijvoorbeeld altijd overstroomde banken en vooroever) en zandopspuiting. Dit zijn de rechtstreekse effecten van een ingreep, welke wel eenvoudig door een gebruiker ingeschat kunnen worden. De secundaire effecten ervan op het ecosysteem worden ingeschat aan de hand van de beoordelingstool.

3.1.3.2. Toevoeging: ecosysteemdiensten

Een extra uitbreiding ten opzichte van de aanpak voor het Schelde-estuarium is dat een expliciete link wordt gemaakt met de visiedoelstellingen, nl. een streefbeeld op basis van natuurdoelen (i.e. habitats) en ecosysteemdiensten. Er wordt dus zowel een voorspelling gedaan van het ecosysteem functioneren, als van de habitats en de ecosysteemdiensten die voortkomen uit een gezond functionerend kustecosysteem. De link tussen verklarende parameters en de visiedoelstellingen (habitats en ecosysteemdiensten) gebeurt via de ecosysteemprocessen die centraal staan in de visie. De verbanden tussen ecosysteemprocessen en de visiedoelstellingen zijn deze zoals die gedefinieerd zijn in de matrix die gebruikt werd om de visie te ontwikkelen (Hoofdstuk 1).

Belangrijk om op te merken hierbij is dat de effectbeoordelingstool toelaat om ook andere doelstellingen, of een andere prioritering van doelstellingen te toetsen.

3.1.3.3. Cumulatieve effecten

Verklarende parameters zijn al deze parameters die kunnen leiden tot positieve of negatieve ontwikkelingen in de toetsparameters en uiteindelijk in het bereiken van een gezond kustecosysteem. Verklarende parameters kunnen overeenkomen met een verandering in het kustecosysteem die wordt veroorzaakt door een ingreep (vb.: begraving van de zeebodem bij plaatsen van een windturbine), een verandering die veroorzaakt wordt buiten het kustecosysteem (vb.: atmosferische depositie van nitraten) of een klimaatgestuurde verandering (vb.: zeespiegelstijging). Met de evaluatiemethodiek is het dus mogelijk om enkel de effecten van een bepaalde ingreep te beoordelen, of de effecten van een ingreep in combinatie met verwachte

effecten van klimaat en menselijke activiteiten buiten het kustecosysteem. Dit betekent ook dat de methodiek erg geschikt is om cumulatieve effecten te beoordelen.

3.1.3.4. Handleiding

Tabel 5 geeft een overzicht van de verschillende werkbladen in de beoordelingstool (excel-bestand) en wat ze precies inhouden. De gebruiker kan enkel veranderingen aanbrengen in het werkblad 'Invulformulier', in de zwarte kolommen. De uiteindelijke evaluatie is te lezen in 'Resultatenformulier'.

Tabel 5 - Overzicht van de werkbladen in het evaluatiebestand

Naam	Inhoud
Invulformulier (parameter-procesmatrix)	Formulier waarin de verbanden tussen de verklarende parameters en ecologische processen vervat zitten. De gebruiker vult hier in de zwarte cellen referentiegegevens in en geeft voor iedere verklarende parameter de verwachte verandering als gevolg van een ingreep weer.
Resultatenformulier	Na het invullen van de verwachte trends in Invulformulier kan de gebruiker hier de resultaten van de evaluatie lezen. Deze zijn samengevat in een spindiagram voor het effect op habitats en een spindiagram voor het effect op ecosysteemdiensten.
Rekenformulier	Dit bestand bevat de achterliggende berekeningen die nodig zijn om de verbanden te leggen tussen verklarende parameters en visiedoelstellingen.
Matrix_visie	De matrix met de verbanden tussen de processen en de visiedoelstellingen (deelrapport 2, Hoofdstuk 1).
Gebruikte codes en kleuren	Kleurcodes en drop-down lijsten gebruikt in de andere bladen.

Verband verklarende parameters - processen

De basis van de effectbeoordelingstool is dat een extra dimensie wordt toegevoegd die een link maakt met de matrix van de visievorming (zie Hoofdstuk 1). Deze extra dimensie is een bijkomende matrix, hierna genoemd als de **parameter-procesmatrix**, waarbij de 34 processen gepaard worden met 44 verklarende parameters uit de piramides. Niet alle verklarende parameters worden hierin opgenomen. Deze die zelf een gevolg zijn van andere verklarende parameters (bijvoorbeeld: verstruweling is een resultante van o.a. atmosferische depositie, vernatting en verstening) worden niet opgenomen. Dit zou er namelijk toe leiden dat deze effecten dubbel geteld worden. In de piramides zijn dit de cursief gedrukte parameters.

Tussen elke verklarende parameter en elk proces dat in de ecosysteemvisie aan bod komt is een individuele relatie bepaald (Figuur 25). De impact van een verklarende parameter op een proces is op kwalitatieve wijze beoordeeld, waarbij vijf verbanden mogelijk zijn: zeer sterk (++ of --), sterk (+ of -) of onbestaande (o) zijn. De relaties waarover onvoldoende kennis beschikbaar is worden aangegeven met "x". De relaties zijn gebaseerd op beschikbare kennis binnen het consortium, welke grotendeels beschreven is in het eerste rapport. Deze zijn niet enkel lineair maar kunnen ook andere vormen aannemen (Tabel 6). Een belangrijk aspect van effectbeoordeling voor doelen (habitats en diensten)

is dat een project ofwel een bepaald habitat (met bijhorende diensten) kan beïnvloeden, of dat een bepaald habitat kan overgaan in een ander habitat. De tool laat toe om hier een onderscheid in te maken, en beide gevallen afzonderlijk te beoordelen. De verklarende parameters hebben dus betrekking op het bestaande habitat dat door de ingreep geaffecteerd wordt, of op het nieuwe habitat dat gecreëerd wordt.

Tabel 6 - Mogelijke verbanden tussen verklarende parameters en ecosysteemprocessen.

Aard van de relatie	
A	Proces neemt evenredig toe met verklarende parameter.
B	Proces neemt evenredig af met verklarende parameter.
C	Proces neemt sterk toe met zelfs een beperkte toename van de verklarende parameter. Proces neemt sterk af met zelfs een beperkte afname van de verklarende parameter.
D	Proces neemt sterk af met zelfs een beperkte toename van de verklarende parameter. Proces neemt sterk toe met zelfs een beperkte afname van de verklarende parameter.
E	Proces neemt pas toe met belangrijke toename in verklarende parameter.
F	Proces neemt pas af met belangrijke toename in verklarende parameter.
G	Proces neemt af bij lichte toename van verklarende parameter, maar neemt toe bij hoge toename. Proces neemt toe bij lichte afname van verklarende parameter, maar neemt af bij hoge afname.
H	Proces neemt toe bij lichte toename van verklarende parameter, maar neemt af bij hoge toename. Proces neemt af bij lichte afname van verklarende parameter, maar neemt toe bij hoge afname.
I	Er is geen verband tussen verklarende parameter en proces.
J	Geen kennis beschikbaar over verband tussen parameter en proces.

Tabel 7 geeft een overzicht van de verklarende parameters die in de effectbeoordeling worden gebruikt en waarvoor de gebruiker dient in te schatten hoe deze zal veranderen. Voor iedere parameter wordt ook aangegeven hoe het symbool (+ of -) geïnterpreteerd dient te worden.

Tabel 7 – Definitie van de verklarende parameters die in de effectbeoordeling worden gebruikt om de verwachte impact van een ingreep op het kustecosysteem in te schatten + interpretatie van het symbool.

Communicatie-indicator	Toets-parameter	Verklarende parameter	Definitie	Interpretatie symbool
Grondwater	Peil	Grondwateronttrekking	Het proces van het onttrekken van grondwater (zowel natuurlijk als kunstmatig geïnfiltreerd water), ten behoeve van drinkwatervoorziening, (landbouw) irrigatie of industrie.	+ = toename van de onttrekking (onafhankelijk van veranderingen in de grondwatervoorraad)
		Drainage	Het kunstmatig versneld afwateren van gronden door middel van drainagegrachten.	+ = meer of snellere drainage
		Kunstmatige infiltratie	Het kunstmatig aanvullen van grondwaterreserves door het infiltreren van voorgezuiverd afval- of kanaalwater.	+ = groter jaarlijks volume infiltratie
		Klimaat: Evapotranspiratie	Het verlies van water in een ecosysteem via evaporatie en transpiratie door vegetatie. Enkel veranderingen als gevolg van veranderingen in temperatuur en neerslagpatronen worden hier in rekening gebracht.	+ = toename verlies via evapotranspiratie
	Nutriënten	Verzuring	Het oplossen van metalen en voedingsstoffen die in de bodem zijn opgeslagen als gevolg van de uitstoot van zwaveldioxide, stikstofoxiden en ammoniak (vooral door landbouw, verkeer en industrie), waardoor uitspoeling naar grondwater optreedt.	+ = toename zuurtegraad van de bodem
		Bemesting	Het kunstmatig toevoegen van nutriënten aan een bodem ten behoeve van verhoogde primaire productie (landbouw, tuinen). Exclusief effect van atmosferische stikstofdepositie.	+ = verhoogd gebruik van meststoffen
	Toxische stoffen	Organische microverontreinigingen	Verontreiniging van grondwater door uitspoeling van PPCP's (pharmaceuticals and personal care products), organochloorverbindingen, pesticiden, ...	+ = toename van organische microverontreinigingen in het grondwater
Kwaliteit zeewater	Nutriënten	Verblijftijd	De gemiddelde tijd die een tracer op een bepaalde plaats nodig heeft om het BCP een 1e keer te verlaten.	+ = langere verblijftijd
		Expositietijd	De gemiddelde totale tijd die een tracer aangebracht op een bepaalde plaats in het BCP zal blijven.	+ = langere expositietijd
		Opwelling	Het aan de oppervlakte brengen van diepere waterlagen door wind (inclusief gecreëerde wind).	+ = meer verspreide of meer intensieve opwelling
		Overstromingsfrequentie slikken & schorren (bestaand habitat)	Verandering van de frequentie in overstromingen in bestaand habitat, met als gevolg een verandering in het aandeel slikken ten opzichte van schorre.	+ = toename van de frequentie van overstromen in bestaande slikken of

				schorren
	Polluenten	Instroom polluenten	Aanvoer van polluenten in het BCP via rivieren, afspoeling van land of transatlantische stroming.	+ = toename van de hoeveelheid polluenten die via rivieren, land of transatlantische stroming in de zee toekomen
Habitat	Oppervlakte	Tij-amplitude	Verschil tussen hoogwater en laagwater.	+ = verschil tussen hoog- en laagwater neemt toe
Connectiviteit	Oppervlakte	Habitatfragmentatie (bestaand/nieuw habitat)	Proces waarbij het bestaande habitat lokaal wordt aangetast, waardoor dit type habitat op grotere ruimtelijke schaal sterker versnipperd.	+ = habitat wordt meer opgedeeld
Biodiversiteit	Samenstelling	Ontsluiting urbane gebieden	Het toegankelijk maken van private geurbaniseerde gebieden (tuinen, parken, bossen).	+ = toename van het areaal toegankelijk gebied
	Biomassa	Visserij	Pelagische en bodemvisserij, zowel voor commerciële als recreatieve doelen.	+ = toename van de bevissingsinspanning of van het vangstaantal
Meerdere indicatoren		Atmosferische stikstofdepositie	Neerslag van ammoniak en stikstofoxiden uit de atmosfeer op bodem, oppervlaktewater of in zee.	+ = toename van de depositie
		Habitatoppervlakte Grindbedden -	Verandering in het totaal areaal grindbedden.	+ = toename van het areaal
		Habitatoppervlakte - Slikken en schorren	Verandering in het totaal areaal slikken en schorren.	+ = toename van het areaal
		Habitatoppervlakte - (Artificiële) riffen	Verandering in het totaal areaal (artificiële) riffen.	+ = toename van het areaal
		Habitatoppervlakte Altijd overstroomde banken en vooroever -	Verandering in het totaal areaal altijd overstroomde banken en vooroever.	+ = toename van het areaal
		Habitatoppervlakte Estuarium -	Verandering in het totaal areaal estuarium (slikken en schorren vallen hier niet onder).	+ = toename van het areaal
		Habitatoppervlakte Laagstrand en droogvallende banken -	Verandering in het totaal areaal laagstrand en droogvallende zandbanken.	+ = toename van het areaal

	Habitatoppervlakte Hoogstrand en duinvoet	-	Verandering in het totaal areaal hoogstrand en duinvoet.	+ = toename van het areaal
	Habitatoppervlakte Helmduin	-	Verandering in het totaal areaal helmduin.	+ = toename van het areaal
	Habitatoppervlakte Mosduin en duingrasland	-	Verandering in het totaal areaal mosduin en duingrasland.	+ = toename van het areaal
	Habitatoppervlakte Duinstruweel en -bos	-	Verandering in het totaal areaal duinstruweel en -bos.	+ = toename van het areaal
	Habitatoppervlakte Duinvallei	-	Verandering in het totaal areaal duinvallei.	+ = toename van het areaal
	Betreding (zonder habitatverlies)		Het betreden van bestaand habitat (te voet of machinaal) waardoor de kwaliteit van het habitat of de aanwezige soorten (al dan niet tijdelijk) beïnvloed worden maar zonder permanent verlies van het habitat.	+ = toename van de frequentie of intensiteit van betreding
	Bodemverstoring (zonder habitatverlies)		Het verstoren van bestaand habitat op de zeebodem (door bezinking, passage met boomkor, ankers, ...) waardoor de kwaliteit van het habitat of de aanwezige soorten (al dan niet tijdelijk) beïnvloed worden maar zonder permanent verlies van het habitat. Exclusief begraving door zandopspuiting en afgraving ten behoeve van sedimentextractie.	+ = toename van de frequentie of intensiteit van verstoring
	Hydrodynamiek		De beweging van water in zee (stroming en golfslag)	+ = toename van golfslag of stroming
	Instroom nutriënten		Aanvoer van nutriënten in het BCP via rivieren, afspoeling van land of transatlantische stroming (exclusief atmosferische depositie).	+ = toename van de hoeveelheid nutriënten die via rivieren, land of transatlantische stroming in de zee toekomen
	Klimaat: Stormopzet en -frequentie		Verandering in de intensiteit en het aantal stormen als gevolg van klimaatverandering.	+ = toename van de intensiteit of van het aantal stormen
	Klimaat: Zeespiegel		Verandering van het zeeniveau als gevolg van klimaatverandering.	+ = stijging van de zeespiegel
	Morfodynamiek		Natuurlijke dynamiek van erosie, transport en afzetting van sediment.	+ = toename van de hoeveelheid zand die geërodeerd, verplaatst of afgezet wordt
	Natuurbeheer (bestaand habitat)		Menselijke inmenging in de ontwikkeling van gebieden om de vegetatieontwikkeling of de (meta)populatiedynamiek van soorten te sturen. Maatregelen kunnen zeer uiteenlopend zijn: maaien, grazen, plaggen, ontoegankelijk maken van gebieden, ...	+ = toename van de frequentie of de intensiteit van de ingrepen
	Natuurbeheer (nieuw habitat)		Menselijke inmenging in de ontwikkeling van gebieden om de vegetatieontwikkeling of de (meta)populatiedynamiek van soorten te sturen. Maatregelen kunnen zeer uiteenlopend zijn:	+ = toename van de frequentie of de

		maaieren, grazen, plaggen, ontoegankelijk maken van gebieden, ...	intensiteit van de ingrepen
	pH-waarde zeewater	Zuurtegraad van het zeewater.	+ = toename van de pH-waarde Negatief = verzuring (afname van de pH-waarde)
	Rustverstoring	Menselijke activiteit op een bepaalde plaats die de rust van soortenpopulaties op grotere ruimtelijke schaal beïnvloedt (plaatselijke effecten van rustverstoring zitten vervat onder betreding).	+ = toename van de frequentie of intensiteit van verstoring
	Sedimentextractie	Verwijderen van sediment van zeebodem of estuarium ten behoeve van kustveiligheid of constructie, of onderhoud van maritieme toegang.	+ = toename van het geëxtraheerde volume sediment
	Turbiditeit	Concentratie zwevend stof in de waterkolom die de doorzichtigheid van het water aantast.	+ = toename van de turbiditeit
	Verstening	Het kunstmatig verharden van de bodem (boven de hoogwaterlijn). Verstening onder de laagwaterlijn zit vervat onder 'Habitatoppervlakte (artificiële) riffen'.	+ = toename versteend areaal
	Zandopspuiting (nieuw habitat)	Het kunstmatig deponeren van zand, zowel boven als onder de hoogwaterlijn, ten behoeve van kustverdediging of creatie van land. Hier worden andere effecten (bijvoorbeeld verstuiving) in rekening gebracht dan deze die het gevolg zijn van veranderingen in habitatoppervlakte.	+ = toepassing zandopspuiting

Per verklarende parameter geeft de gebruiker in de parameter-procesmatrix (Figuur 25) de verwachte evolutie aan: ++ (belangrijke toename verwacht), + (matige toename verwacht), - (matige afname verwacht), -- (belangrijke afname verwacht) of o (geen verandering verwacht of niet relevant). Enkel de effecten die plaatsvinden in de cel dienen ingevuld te worden. Voor het aanleggen van een strandsuppletie (verklarende parameter 'Zandopspuiting – nieuw habitat') dient bijvoorbeeld niet aangegeven te worden dat de parameter 'Sedimentextractie' toeneemt. Om een beoordeling te maken van deze off-site effecten dient een aparte beoordeling gemaakt te worden voor de cel waar de extractie plaatsvindt.

We zoomen in op het fictieve voorbeeld uit Figuur 25, waarbij een deel van het laagstrand zodanig wordt ingericht dat slikken en schorren ontstaan. De gebruiker vult eerst in 'Invulformulier' in welk bestaand habitat geaffecteerd wordt (in dit geval verdwijnt), en welk nieuw habitat ontstaat (Figuur 25 boven). Bijkomend kunnen enkele referentiegegevens ingevuld worden: naam van de cel en celgrootte. Vervolgens geeft de gebruiker aan wat de verwachte trend is voor ieder van de 44 verklarende parameters (Figuur 25 onder), waarbij vijf mogelijkheden zijn (van '--' tot '++'). Belangrijk is hierbij dat de trend beoordeeld wordt onafhankelijk van de mogelijke impact op het ecosysteemfunctioneren. Er wordt bijvoorbeeld verwacht dat de parameter 'tij-amplitude' (die behoort tot de piramide van Habitat) sterk zal afnemen ('--'). Bij het invullen zal automatisch de impact op de processen in het formulier weergegeven worden. In dit geval zullen de hydro- en morfodynamiek sterk afnemen ('--'), en neemt ook het proces van kleinschalige verstuiving af ('-').

		Bestaand versus nieuw habitat	
Referentiegegevens deelzone ¹			
		Celcode (in te vullen) M2518	Cel grootte (in te vullen) 1 km ²
Veranderingen in habitat ²			
		Bestaand geaffecteerd habitat (in te vullen) Laagstrand en droogvallende banken	Nieuw gecreeërd habitattypen (in te vullen indien relevant) Slikken en schorren

Communicatie-indicatoren		Toetsparameters		Verklarende parameters		Sturende processen									
Veranderingen in verklarende parameters															
		Verklarende parameters voor veranderingen in communicatieindicator		Relatie tot processen ⁴											
Communicatie-indicator	Toetsparameter	Verklarende parameter	Verwachte trend in verklarende parameter (in te vullen) ³												
				hydrodynamiek	Morfodynamiek	Natuurlijke rfvorming	Benthische productie	Pelagische productie	Transfer	Primaire duinvorming	Grootschalige verstuiving	Kleinschalige verstuiving			
Grondwater	Pell	Grondwateronttrekking	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
	Nutrië	Drainage	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Kunstmatige infiltratie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Klimaat: Evapotranspiratie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Verzuring	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Bemesting	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
Kwaliteit zeewater	To	Organische microverontreinigingen	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
	Nutriënten	Verblijftijd	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Expositietijd	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Opwelling	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Overstromingsfrequentie slikke & schorre	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
		Instroom polluenten (transatlantisch, rivieren)	+	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o		
Ha	Oat	Tij-amplitude (verschil tussen hoog- en laagwater)	--	--	o	o	o	o	o	o	o	o			
Conn	Oppel	Habitatfragmentatie - bestaand habitat	++	o	o	-	-	-	-	o	--	--			
		Habitatfragmentatie - nieuw habitat	--	o	o	+	+	+	+	o	++	++			

Figuur 25 - Opbouw van de effectbeoordelingsmatrix – 'Invulformulier' met de parameter-procesmatrix. Als fictief voorbeeld: indien de trend van de verklarende parameter 'tij-amplitude' (die behoort tot de piramide van Habitat) onder invloed van het geplande project sterk afneemt ('--'), dan nemen de hydro- en morfodynamiek af ('--'), en neemt ook het proces van kleinschalige verstuiving matig af ('-')

Een verandering in een proces is meestal het gevolg van meerdere verklarende parameters. De beoordelingstool sommeert per proces de effecten van alle veranderingen in verklarende parameters, waarbij een sterk effect (+ of -) een score +2 of -2 krijgt en een matig effect een score +1 of -1 (Figuur 26). Er wordt een aparte som gemaakt voor het bestaande en voor het nieuwe habitat. De totaal som per proces wordt uiteindelijk herleid tot een range van zeer sterk negatief ('--' of -2) tot zeer sterk positief ('++' of +2).

In het voorbeeld uit Figuur 25 wordt kleinschalige verstuiving niet alleen gestuurd door een verminderde tij-amplitude, maar ook door habitatfragmentatie van het bestaande habitat (laagstrand). Het totaaleffect per proces wordt onderaan 'Invulformulier' automatisch berekend en weergegeven (Figuur 26), en bedraagt in dit geval -3. Dit wordt automatisch herleid naar een range van '--' tot '++'. Voor kleinschalige verstuiving is er dus overwegend een matig negatieve trend ('-').

Veranderingen in verklarende parameters														
Communicatie-indicator	Toetsparameter	Verklarende parameters voor veranderingen in communicatieindicator		Relatie tot processen ⁴										
		Verklarende parameter	Verwachte trend in verklarende parameter (in te vullen) ³	Hydrodynamiek	Morfodynamiek	Natuurlijke rivieromvorming	Benthische productie	Pelagische productie	Transfer	Primaire duinvorming	Grootschalige verstuiving	Kleinschalige verstuiving	Infiltratie	
		Bestaand habitat	Aantal ++	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Aantal +	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Aantal -	0	1	4	2	1	1	3	0	1	0	
			Aantal --	1	1	0	4	1	2	1	1	1	0	
			Aantal onbekend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			SOM	-1	0	-4	-10	-3	-5	-5	-2	-3	0	
Trend - bestaand habitat ⁵				-	0	-	--	-	-	-	-	-	0	
		Nieuw habitat	Aantal ++	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1	0
			Aantal +	0	0	1	1	2	1	0	0	0	0	0
			Aantal -	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Aantal --	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			Aantal onbekend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
			SOM	2	2	1	3	2	3	0	2	2	0	
Trend - nieuw habitat ⁵				+	+	+	+	+	+	0	+	+	0	
Optelsom van alle effecten per verklarende parameter op een bepaalde proces, voor het bestaand en voor het nieuw habitat														

Figuur 26 - Opbouw van de effectbeoordelingsmatrix – 'Invulformulier'. Voortgaand op fictief voorbeeld uit Figuur 25. Het resultaat van het effect wat een verandering in elk van de verklarende parameters heeft op het proces kleinschalige verstuiving wordt gesommeerd en herleid tot een vaste range. Het uiteindelijke effect is matig negatief ('-').

Verband processen – ecosysteendoelen

De relatie tussen de processen en de doelen voor ecosysteemcomponenten (habitats) en ecosysteemdiensten was reeds eerder gedefinieerd in de visiematrix (Hoofdstuk 1) en komt hier terug aan bod. De **matrix van de visievorming** is opgebouwd rond het verband tussen processen enerzijds en ecosysteemcomponenten (habitats) en ecosysteemdiensten anderzijds, waarbij een individuele inschatting gemaakt wordt van de impact van elk proces (34 in totaal, 17 natuurlijke en

17 antropogene) op elk habitat of dienst. Voor elke relatie zijn er acht mogelijke verbanden (--, -, 0, +, ++ -/0 mogelijks negatief effect, -/+ zowel positieve als negatieve effecten, 0/+ mogelijks positief effect).

De uiteindelijke effecten van veranderingen in verklarende parameters worden ingeschat via een automatische link tussen de resultante per proces uit de parameter-procesmatrix (het 'Invulformulier') en de visiematrix in het 'Rekenformulier' (Figuur 27). Het verband uit de visiematrix (oorspronkelijk verband te vinden onder tabblad 'MATRIX_VISIE') wordt daarbij omgezet naar een score (van -2 tot +2) en vermenigvuldigd met de score voor de totaalsom uit de parameter-procesmatrix (van -2 tot +2). De beoordeling gebeurt apart voor het bestaande habitat en voor het nieuwe habitat. Er wordt ook rekening gehouden met het habitat waarin de veranderingen plaats vinden. Effecten worden namelijk enkel in rekening gebracht voor de habitats waarin de verandering plaatsvindt, of voor de habitats die beïnvloed worden door een verandering in een ander (meestal aangrenzend) habitat. Een verminderde getij-amplitude nabij de kust zal bijvoorbeeld geen effect hebben op de hydrodynamiek in grindbedden verder in zee. Het pelagium daarentegen wordt wel beïnvloed door processen die zich in andere habitats afspelen (bijvoorbeeld nutriëntenretentie in slikken en schorren vermindert de aanvoer van nutriënten naar zee en dus mogelijks het functioneren van het pelagium).

We komen terug op het voorbeeld uit Figuur 25. Via de eerder gedefinieerde relaties in de visiematrix wordt afgeleid dat een vermindering in kleinschalige verstuiving een licht negatief effect heeft op helmduinen en op mosduin en duingrasland (Figuur 27 boven), en een licht negatief effect op bescherming tegen overstromingen (Figuur 27 onder). Kleinschalige verstuiving zorgt er namelijk voor dat soorten die heel goed zijn in het vasthouden van zand en opbouwen van duinen (zoals helmgras) vitaal blijven. Het habitattype 'helmduinen' is bovendien afhankelijk van regelmatige verstuiving.

				ecosysteemcomponenten (habitats)									
				A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
				Pelagium	Grindbedden	Slikken en schorren	(Artificiële) riffen	Altijd overstroomde banken en vooroever	Estuarium	Laagstrand en droogvallende banken	Hoogstrand en duinvoet	Helmduinen	Mosduin en duingrasland
Habitatverandering zee of land? (automatisch)	Z/L												
Hydrodynamiek	-	HD	Z	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,0	0,0	0,0	0,0
Morfodynamiek	o	MD	Z	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Natuurlijke rifvorming	-	EE	Z	-1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Benthische productie	-	BEP	Z	-2,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-4,0	0,0	0,0	0,0
Pelagische productie	-	PEP	Z	-2,0	-2,0	0,0	-1,0	-1,0	0,0	-1,0	0,0	0,0	0,0
Transfer	-	TF	Z	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	0,0	0,0	0,0
Primaire duinvorming	-	PDV	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	-0,5	0,0
Grootschalige verstuiving	-	GVS	L	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	-1,0
Kleinschalige verstuiving	-	KVS	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,0	-2,0
Infiltratie	o	IF	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Evapotranspiratie	o	ET	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

				ecosysteemdiensten									
				M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
				Landbouwproductie	Visserijproductie	Aquacultuurproductie	Zand- en grindontginning	Watervoorziening (kwantitatief)	Bescherming tegen overstromingen	Klimaatregulatie	Waterkwaliteitsregulatie	Energiewinning (abiotisch)	Recreatie en toerisme
Habitatverandering zee of land? (automatisch)	Z/L												
Hydrodynamiek	-	HD	Z	0,0	-2,0	-2,0	0,0	0,0	2,0	0,0	-1,0	-2,0	0,0
Morfodynamiek	o	MD	Z	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Natuurlijke rifvorming	-	EE	Z	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,0	-1,0	-2,0	0,0	0,0
Benthische productie	-	BEP	Z	0,0	-4,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	-2,0	0,0	-2,0
Pelagische productie	-	PEP	Z	0,0	-2,0	-2,0	0,0	0,0	0,0	-1,0	-1,0	0,0	0,0
Transfer	-	TF	Z	0,0	-2,0	-2,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	-2,0	0,0	-1,0
Primaire duinvorming	-	PDV	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	0,0	0,0	0,0	-2,0
Grootschalige verstuiving	-	GVS	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-2,0	0,0	-1,0	0,0	-1,0
Kleinschalige verstuiving	-	KVS	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	-1,0	0,0	-1,0	0,0	0,0
Infiltratie	o	IF	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Evapotranspiratie	o	ET	L	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Figuur 27 – Opbouw van de effectbeoordelingsmatrix – 'Rekenformulier' met de link naar de visiematrix. Voortgaand op fictief voorbeeld uit Figuur 25. De verandering in ieder proces wordt in 'Rekenformulier' automatisch gelinkt met de visiematrix. Voortgaand op fictief voorbeeld: de matig negatieve trend van het proces 'kleinschalig verstuiving' werkt negatief (score -2) door op habitat 'Hoogstrand en duinvoet' (boven), maar ook op de ecosysteemdienst 'Bescherming tegen overstromingen' (onder).

Resultaten

De resultaten van de impactevaluatie worden in het 'Resultatenformulier' samengevat. Per habitat en per ecosysteemdienst wordt een som gemaakt van de effecten van de verschillende processen (Figuur 28). De resultaten worden visueel weergegeven in spindiagrammen (Figuur 29), met telkens één diagram voor ecosysteemcomponenten (habitats) en één diagram voor ecosysteemdiensten. Deze zijn beschikbaar voor de effecten enkel op het bestaande habitat, voor de effecten door het nieuw aangelegde habitat en voor het totaaleffect (gemiddelde van de effecten op bestaand en nieuw habitat). Elk doel krijgt een eigen as; de grootte van het effect wordt weergegeven t.o.v. een nullijn (i.e., het project heeft geen impact op de doelstelling).

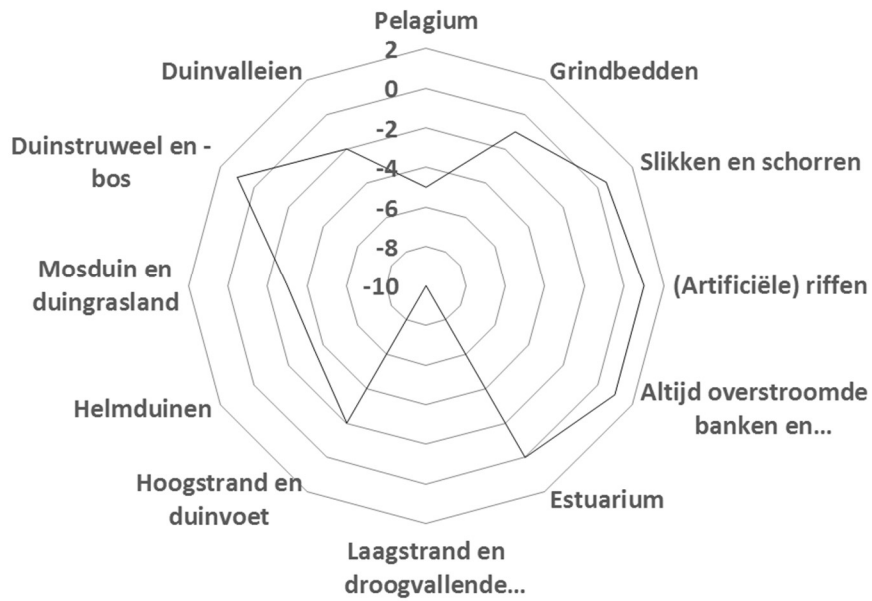
De beoordelingsmethodiek zoals ontwikkeld in deze studie maakt een semi-kwantitatieve inschatting van de impact van een ingreep op het ecosysteemfunctioneren en op habitats en geeft een potentie weer voor ecosysteemdiensten. Hiermee wordt bedoeld dat de relaties in oorsprong kwalitatief zijn gedefinieerd en dat ze nadien vertaald zijn naar een kwantitatieve score. Het voordeel van het omzetten naar een score is dat resultaten samengevat kunnen worden en een algemeen beeld kan worden verkregen van de verwachte trend van het ecosysteem als gevolg van een ingreep. De scores geven echter geen concreet beeld van de werkelijke omvang van de processen, de habitats en de ecosysteemdiensten, en kunnen derhalve ook niet onderling vergeleken worden. Wanneer recreatie bijvoorbeeld een + 10 krijgt en bescherming tegen overstroming – 4, dan wil dit niet zeggen dat de economische waarde van recreatie meer toeneemt dan dat de waarde voor bescherming tegen overstroming afneemt. Noch kan gesteld worden hoeveel de dienst procentueel toeneemt ten opzichte van de huidige levering. Er wordt wel een kwalitatieve indicatie gegeven van de mate waarin iets verandert. Loopt de maximale score tot 10, dan kan gesteld worden dat bij een score van +10 er, in het gebied waarvoor de beoordeling wordt gedaan, een belangrijke toename kan verwacht worden van de dienst. Deze kwantitatieve vertaling van impact naar ecosysteemcomponenten en – diensten is gebaseerd op expert judgement en inzichten uit de wetenschappelijke literatuur en vormen een eerste stap naar een rekenmatrix waarbij relaties (zowel sterkte, aard van de relatie,...) ook daadwerkelijk gekwantificeerd worden aan de hand van wetenschappelijke methodes. Een verdere gedetailleerde gevoeligheidsanalyse is tevens noodzakelijk om na te gaan in welke mate realistische veranderingen als gevolg van onzekerheden in de matrixtopologie de finale beoordeling kwalitatief wijzigen. Naast onzekerheden in verband met de te verwachten veranderingen in habitats en processen als gevolg van een geplande ingreep zijn er immers meer cryptische onzekerheden van diverse aard, o.a. variatie in tijd en ruimte van de relaties, impact van hogere-orde interacties die momenteel niet ongekend en dus niet opgenomen zijn.

	ecoysteemcomponenten (habitats)											
Finale beoordeling impact op habitats en ecosysteemdiensten (grafisch weergegeven in spindiagrammen)	Pelagium	Grindbedden	Slikken en schorren	(Artificiële) riffen	Altijd overstroomde banken en vooroever	Estuarium	Laagstrand en droogvallende banken	Hoogstrand en duinvoet	Helmduinen	Mosduin en duingrasland	Duinstruweel en -bos	Duinvalleien
SUBSOM BESTAAND HABITAT	-5,0	-1,0	0,5	1,0	1,0	0,0	-10,0	-2,0	-3,5	-3,0	1,0	-2,0
SUBSOM NIEUW HABITAT	3,0	1,0	18,0	-2,0	-2,0	0,0	0,0	0,0	-1,0	1,0	2,0	1,0
TOTAALSOM BESTAAND + NIEUW HABITAT	-2,0	0,0	18,5	-1,0	-1,0	0,0	-10,0	-2,0	-4,5	-2,0	3,0	-1,0

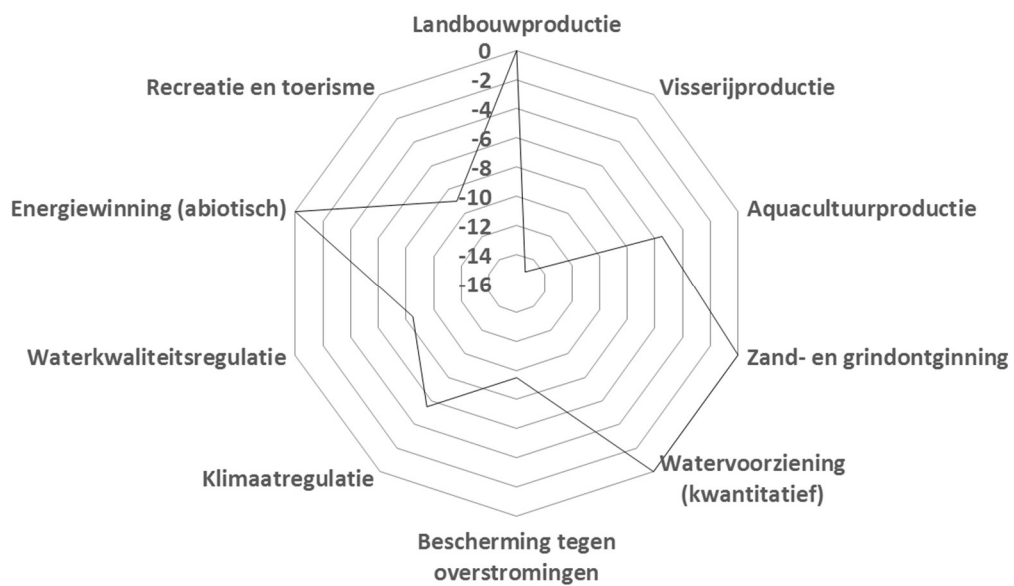
	ecosteemdiensten									
Finale beoordeling impact op habitats en ecosysteemdiensten (grafisch weergegeven in spindiagrammen)	Landbouwproductie	Visserijproductie	Aquacultuurproductie	Zand- en grindontginning	Watervoorziening (kwantitatief)	Bescherming tegen overstromingen	Klimaatregulatie	Waterkwaliteitsregulatie	Energiewinning (abiotisch)	Recreatie en toerisme
SUBSOM BESTAAND HABITAT	0,0	-15,0	-5,5	0,0	0,0	-9,5	-5,5	-8,5	0,0	-9,0
SUBSOM NIEUW HABITAT	0,0	7,0	3,5	0,0	0,0	1,5	4,0	11,5	0,0	7,0
TOTAALSOM BESTAAND + NIEUW HABITAT	0,0	-8,0	-2,0	0,0	0,0	-8,0	-1,5	3,0	0,0	-2,0

Figuur 28 – Opbouw van de effectbeoordelingsmatrix – 'Resultatenformulier'. Voortgaand op fictief voorbeeld uit Figuur 25. Som van de effecten op bestaand habitat, nieuw habitat en op beide

ecoysteemcomponenten (habitats) - effect bestaand habitat



ecosteemdiensten - effect bestaand habitat



Figuur 29 – Opbouw van de effectbeoordelingsmatrix – 'Resultatenformulier'. Voortgaand op fictief voorbeeld uit Figuur 25. Spindiagrammen die het uiteindelijke resultaat weergeven voor het effect op bestaand habitat

De berekening samengevat

1. De kwalitatieve + en - scores van de impact van verklarende parameters op processen (cfr. paramater-procesmatrix 'Invulformulier') worden omgezet naar een cijferwaarde: ++ = 2; + = 1; o = 0; - = -1; -- = -2.
 -
2. Een algemene trend per proces wordt berekend door de som te maken van de verschillende effecten die een project teweeg brengt (onderaan blad 'Invulformulier'). De waarden voor deze som worden herleid naar een range van -2 tot +2. Er wordt een aparte som gemaakt voor het bestaande habitat en voor het eventueel nieuw gecreëerde habitat.
 -
3. De kwalitatieve + en - scores van de bijdrage van een proces aan het tot stand komen van een visiedoelstelling (cfr. visiematrix 'MATRIX_VISIE') worden omgezet naar een cijferwaarde: ++ = 2; + = 1; 0/+ = 0,5; 0 = 0; -/+ = 0; -/0 = -0,5; - = -1; -- = -2.
 -
4. De algemene trend per proces wordt vermenigvuldigd met de bijdrage van een proces aan een ecosysteemdoelstelling ('Rekenformulier') zoals die werd gedefinieerd in de visiematrix. De effecten op bestaand en op nieuw habitat worden apart doorgerekend.
 -
5. Per habitat en per ecosysteemdienst wordt een som gemaakt van deze waarden (onderaan 'Rekenformulier'). In een spindigram wordt tenslotte een totaalbeeld gegeven voor de impact van een ingreep (in de beoordeelde ruimtelijke cel) op de habitats en ecosysteemdiensten ('Resultatenformulier'). De effecten van veranderingen in het bestaande habitat en eventuele creatie van een nieuw habitat kunnen samen beschouwd of apart voor het bestaande en voor het nieuwe habitat.

Ruimtelijke schaal

De effectbeoordelingstool laat toe om de ruimtelijke resolutie te kiezen en af te stemmen op de noden. Een ruimtelijke benadering van veranderingen in ecosysteemcomponenten (habitats) en ecosysteemdiensten, en veranderingen in de onderliggende processen, is per definitie gerelateerd aan de gekozen schaal van de beoordeling. Terwijl de gekozen schaal in principe geen impact kan hebben op de inschatting van de gemiddelde of totale impact binnen het gehele studiegebied, kan ze wel van belang zijn om de ruimtelijke variatie in te schatten. Inschattingen op kleine schaalniveaus leiden per definitie tot een hogere resolutie en dus ook precisie van de inschatting op ecosysteemniveau. Echter, terwijl veranderingen in alle processen op de grotere schalen ingeschat kunnen worden, is dit mogelijks moeilijker op zeer kleine schaal. Processen gerelateerd aan grondwater, zeewaterkwaliteit en connectiviteit zijn per definitie gebonden aan ruimtelijke schalen die zeer lokale processen als bv. natuurbeheer, recreatie of lokale verstuiving overstijgen. De som van processen op lokaal niveau zal immers niet resulteren in een correcte opschaling op landschapsniveau.

Daarom stellen we hier voor om de beoordeling uit te voeren op het niveau van de ingreep (de schaal van veranderingen van enkelvoudige habitats) en de inschatting van het type van impact. Bijvoorbeeld indien ingrepen op lokaal niveau gepland worden binnen een duingebied van 30 ha, dan kunnen inschattingen gebeuren op een schaal van 0.25 - 1 ha, afhankelijk van de focus van het beheer, bv. herstel graslanden. Indien ingrepen plaatsvinden op grotere schaal, bv. aanleg van barrière-eilanden binnen een marien domein, dan is een evaluatie op deze kleinere schaal zinloos en wordt best gekozen voor schalen in grootte-orde km² benaderen. Een integratie van beide schalen is dan essentieel voor een genuanceerde, geïntegreerde effectbeoordeling. De gebruiker heeft hierin steeds de keuze, maar ons voorstel voor het gebruik van cellen van 1 km² binnen het mariene gedeelte, en 1 ha binnen het terrestrische domein lijkt billijk, indien maatregelen op verschillende ruimtelijke resolutie ingepland worden. Een totaalevaluatie maakt dan niet enkel de som of het gemiddelde van de inschattingen binnen iedere cel, maar omarmt de geografische variatie.

3.2. Case study: eiland voor de Oostkust

3.2.1. Situering

Om de basisprincipes ten grondslag van de beoordelingstool te testen, is een case study uitgewerkt, waarbij het de bedoeling was om enerzijds te testen of de tool inderdaad toelaat om een effectbeoordeling te doen van een mogelijke ingreep, en anderzijds om tekortkomingen en/of kennishiaten te identificeren.

Volgende criteria werden gehanteerd voor de keuze van een case study:

- Bij voorkeur een reële toekomstige case
- Een case waarbij schaaleffecten kunnen spelen
- Een case die zowel mogelijke effecten kan hebben op het mariene als op het terrestrische ecosysteem
- Een case waarvoor precedenten bestaan, zodat de beoordeling van de impact van het project op de verklarende parameters redelijkerwijze mogelijk is.

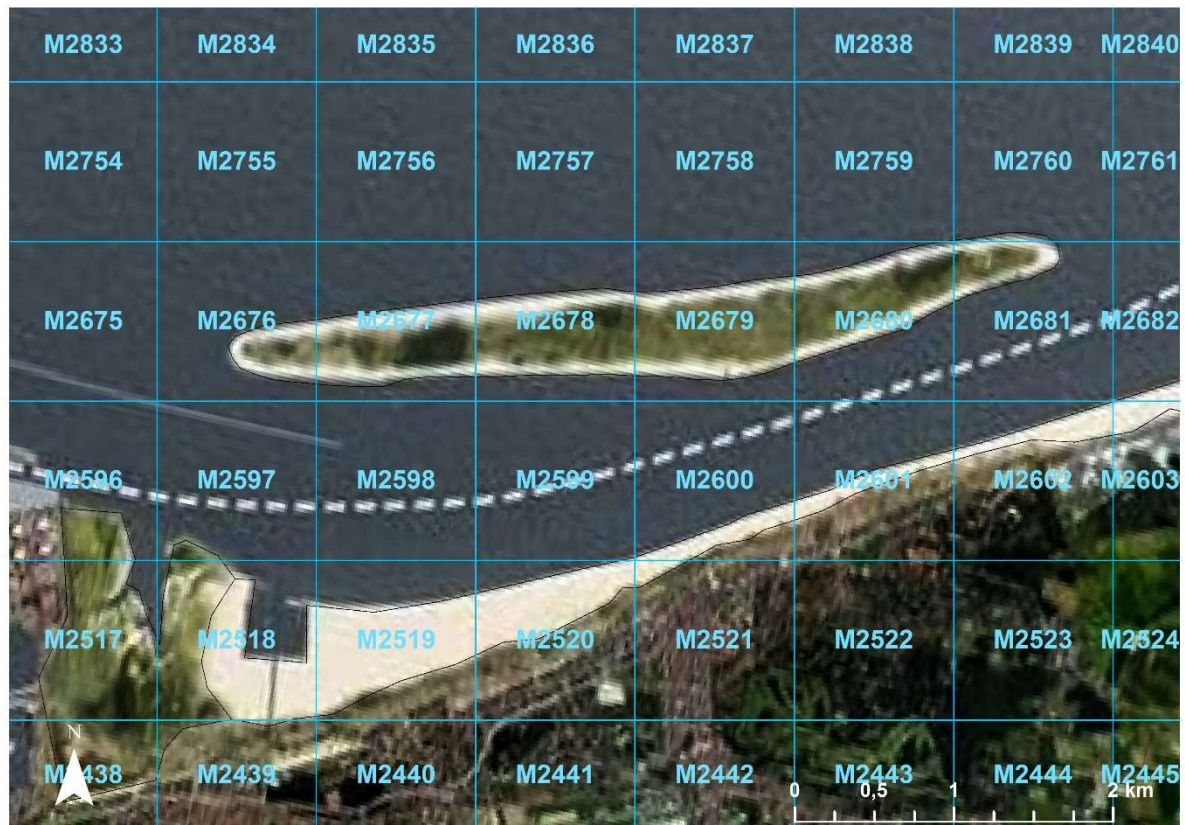
In oktober 2016 heeft de Vlaamse Regering binnen het kader van Vlaamse Baaien de ambitie uitgesproken om te onderzoeken wat de mogelijkheden zijn voor de aanleg van een eiland aan de Oostkust, tussen de oostdam van de haven van Zeebrugge en de monding van de Westerschelde. Hoewel de doelstelling van dit eiland primair liggen op kustveiligheid (bescherming van de zone Heist – Knokke) en de mogelijkheid om een beschutte passage te creëren voor estuariene vaart van Zeebrugge naar de Westerschelde, mag verwacht worden dat de aanleg ook effecten zal hebben op het kustecosysteem, en dus een interessante kandidaat case study is.

Deze case study beantwoordt aan al de criteria:

- Reële case: dit project maakt deel uit van een concrete ambitie van de Vlaamse Regering
- Schaaleffecten: het geplande eiland is voldoende groot om te kunnen spelen met verschillende resoluties
- Marien/terrestrisch: hoewel de aanleg zal plaatsvinden in het mariene milieu, ligt het eiland dicht genoeg bij de kust om ook strand en duinen te beïnvloeden

- Precedenten: de aanleg van eilanden voor de kust is niet nieuw, al zijn er in de Zuidelijke Noordzee weinig voorbeelden. Het meest relevante voorbeeld is de aanleg van Maasvlakte 2 aan de haven van Rotterdam.

Figuur 30 toont een visualisatie van één van de mogelijke geplande aanlegvormen van dergelijk eiland voor de Vlaamse kust. Merk op dat dit plan niet enkel de aanleg van het eiland zelf omvat, maar ook de verbreding van de bestaande strandreep, de verbreding van het reservaat van de Baai van Heist en de aanleg van een haven voor Heist.



Figuur 30 – Eiland voor de kust van Knokke-Heist met gebruikt beoordelingsgrid.

3.2.2. Toepassing effectbeoordelingstool

Als eerste stap voor de toepassing van de beoordelingstool is de ruimtelijke schaal bepaald waarbinnen gewerkt kan worden. Het effectbeoordelingsgrid voor het projectgebied is weergegeven in Figuur 10. Zoals eerder toegelicht, is ervoor gekozen om te werken met een evenredig verdeeld grid met cellen van 1 x 1 km. Een dergelijke aanpak heeft het voordeel om effecten die gerelateerd zijn aan diversiteit van habitats en kern zijn bij de ontwikkeling van deze visie (biotische en abiotische fluxen) gestandaardiseerd en schaalonafhankelijk in te schatten en (in de toekomst te kwantificeren). Sommige cellen bevatten zelfs zowel een marien als een terrestrisch habitat, zoals cel M2601.

Omdat het niet de bedoeling was tot een complete effectbeoordeling te komen, is ervoor gekozen om drie van elkaar verschillende cellen te beoordelen:

- M2679: een cel op het aan te leggen eiland, waarbij dus altijd overstroomde banken en vooroever omgezet zal worden naar hoogstrand en duinvoet, met een beperkt stuk laagstrand
- M2518: een cel met deels duinhabitat, deels altijd overstroomde banken en vooroever, deels laagstrand, dat grotendeels omgezet zal worden naar slikken en schorren, hoogstrand en duinvoet, en helmduinen
- M2676: een cel waarvan een beperkt deel het aan te leggen eiland omvat (altijd overstroomde banken en vooroever omgevormd tot laagstrand)

Voor elke van deze cellen is het invulformulier vervolledigd, waarbij de eerste stap is om aan te geven welk bestaand habitat aanwezig is, en welk eventueel nieuw habitat gevormd gaat worden. Vervolgens is de verwachte trend voor elk van de verklarende parameters ingeschat (Figuur 31). Dit blijkt heel vaak een niet voor de hand liggende taak te zijn: in sommige gevallen ontbreekt de kennis; soms is de relatie onduidelijk en in andere gevallen complex om moeilijk in dit vereenvoudigde model te vatten. Het is aan de gebruiker om de verwachte evolutie (Tabel 7) in te schatten op basis van kennis, en indien nodig hierrond opzoekingswerk te verrichten.

Referentiegegevens deelzone ¹		
	Celcode (in te vullen)	Cel grootte (in te vullen)
	M2518	1 km²
Veranderingen in habitat ²		
	Bestaand geaffecteerd habitat (in te vullen)	Nieuw gecreeërd habitattype
	Laagstrand en droogvallende banken	Slikken en schorren

Figuur 31 – Subset uit invulformulier voor cel M2518.

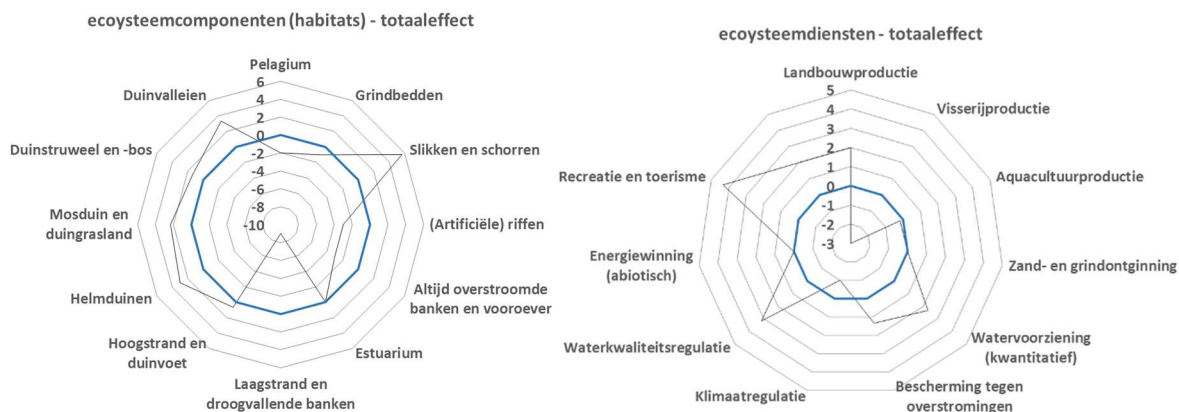
Veranderingen in verklarende parameters													
		Verklarende parameters voor veranderingen in communicatieindicator		Relatie tot processen ⁴									
Communicatie-indicator	Toetsparameter	Verklarende parameter	Verwachte trend in verklarende parameter (in te vullen) ³	Hydrodynamiek	Morfodynamiek	Natuurlijke rfvorming	Benthische productie	Pelagische productie	Transfer	Primaire duinvorming	Groot schalige verstuwving	Klein schalige verstuwving	
Biodiv. Com. Ha. Kwaliteit zeewa. Biot. Sa. Oppel. Of. Pc. Nutriënten	Grondwater Peil To Nutri	Grondwateronttrekking	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
		Drainage	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
		Kunstmatige infiltratie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
		Klimaat: Evapotranspiratie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	
	To Nutri	Verzuring	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Bemesting	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Organische microverontreinigingen	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Verblijftijd	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
	Of. Pc. Nutriënten	Expositietijd	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Upwelling	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Overstromingsfrequentie slikke & schorre (bestaand ha)	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Instroom polluenten (transatlantisch, rivieren)	+	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
	Oppel. Of. Pc. Nutriënten	Tij-amplitude	-	-	-	o	o	o	o	-	o	o	o
		Habitatfragmentatie - bestaand habitat	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatfragmentatie - nieuw habitat	--	o	o	+	+	+	+	o	++	++	
		Ontsluiting urbane gebieden (tuinen)	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
	Pc. Nutriënten	Visserij	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Atmosferische depositie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Grindbedden	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Slikken en schorren	++	++	++	o	++	+	++	o	o	o	o
	Of. Pc. Nutriënten	Habitatoppervlakte - (Artificiële) riffen	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Altijd overstromde banken en vo	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Estuarium (excl. slikken en schorr	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Laagstrand en droogvallende ban	--	+	-	o	--	o	--	-	o	o	o
	Pc. Nutriënten	Habitatoppervlakte - Hoogstrand en duinvoet	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Helmduinen	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Mosduin en duingrasland	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Habitatoppervlakte - Duinstruweel en -bos	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
	Of. Pc. Nutriënten	Habitatoppervlakte - Duinvalleien	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Betreding (zonder habitatverlies)	+	o	o	o	o	o	o	-	o	o	o
		Bodemverstoring (zonder habitatverlies)	+	o	+	-	-	o	o	o	o	o	o
		Hydrodynamiek	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
	Pc. Nutriënten	Instroom nutriënten (transatlantisch, rivieren)	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Klimaat: Stormopzet en -frequentie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Klimaat: Zeespiegelstijging	+	o	o	o	o	o	o	-	o	o	o
		Morfodynamiek	++	o	++	-	--	o	o	o	o	o	o
	Of. Pc. Nutriënten	Natuurbeheer - bestaand habitat	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Natuurbeheer - nieuw habitat	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		pH-waarde zeewater	+	o	o	o	--	--	--	o	o	o	o
		Rustverstoring	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
	Pc. Nutriënten	Sedimentextractie	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Turbiditeit	+	o	o	-	--	o	o	o	o	o	o
		Verstening (boven hoogwaterlijn)	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
		Zandopspuiting - nieuw habitat (excl. effect verandering)	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o
			STATS	MIN	-9	MAX	4	ERSC	13	HELF	-3		
		Bestaand habitat	Aantal ++	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
			Aantal +	1	1	0	0	0	0	0	0	0	
			Aantal -	1	2	3	1	0	0	4	0	0	
			Aantal --	0	0	0	4	1	2	0	0	0	
			Aantal onbekend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			SOM	0	1	-3	-9	-2	-4	-4	0	0	
Trend - bestaand habitat ⁵				o	+	-	--	-	-	-	o	o	
		Nieuw habitat	Aantal ++	1	1	0	1	0	1	0	1	1	
			Aantal +	0	0	1	1	2	1	0	0	0	
			Aantal -	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Aantal --	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			Aantal onbekend	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
			SOM	2	2	1	3	2	3	0	2	2	
Trend - nieuw habitat ⁵				+	+	+	+	+	+	o	+	+	

Figuur 31 (vervolg) – Subset uit invulformulier voor cel M2518.

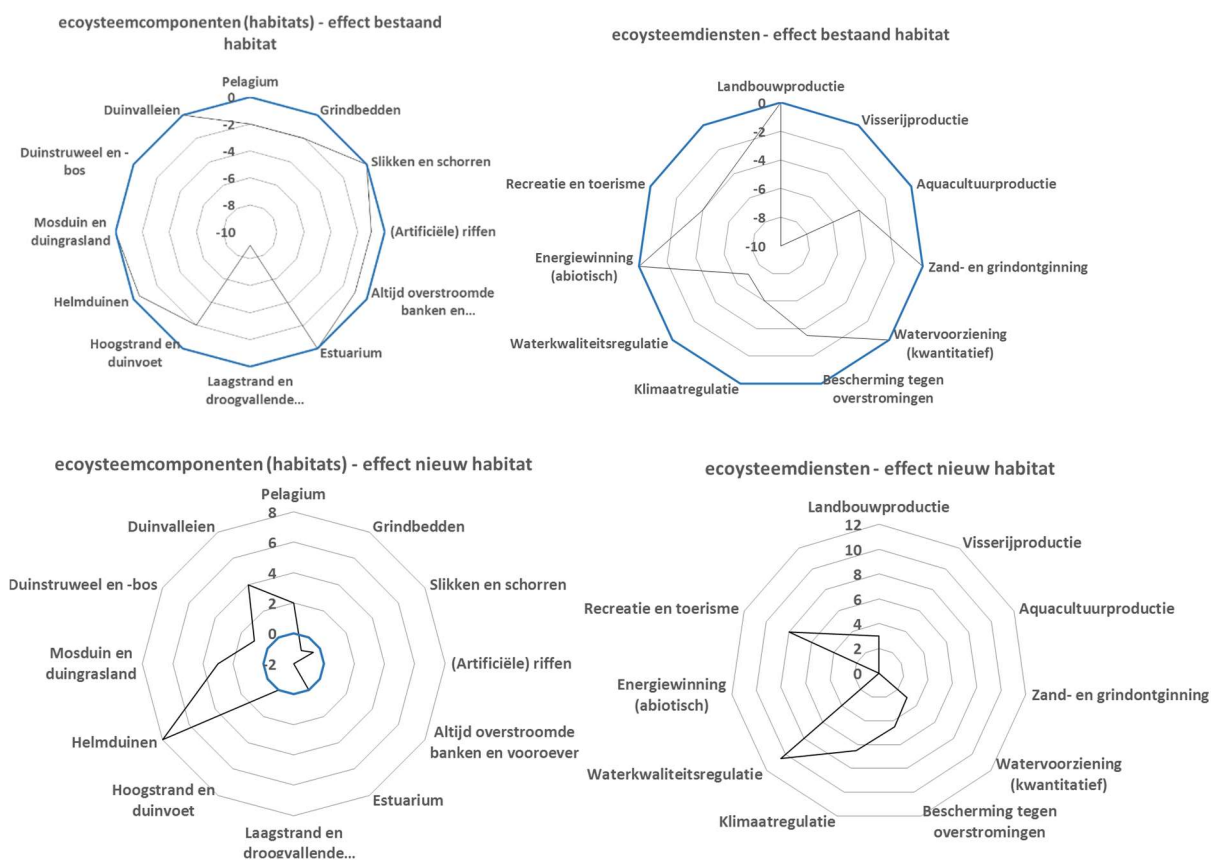
Voor de cel M2518 worden de finale conclusies weergegeven in Figuur 32. Voor cel M2518 werd uitgegaan van drie habitatswijzigingen die in principe apart geëvalueerd worden door de ruimtelijke resolutie naar beneden te halen. We veronderstellen hier een evenredige omvorming, strand naar schor, strand naar helmduin, strand naar hoogstrand. De spindiagrammen geven de gemiddelde impact weer van de 3 omvormingen binnen de cel M2518.

Uit het spindiagram voor de habitatdoelen voor cel M2518 (Figuur 32 links), komt duidelijk naar voren dat slikken en schorren sterk positief beïnvloed worden, wat voor de hand ligt. Voor de ecosysteemdiensten (Figuur 32 rechts) valt af te lezen dat het project, althans op deze locatie, vooral een positieve bijdrage zal leveren aan de ecosysteemdienst 'Recreatie en toerisme' en 'Waterkwaliteitsregulatie'. 'Landbouwproductie' komt ook licht positief naar voren omwille van de vergroting van grondwaterreserves door aangroei van het duin (preventie van verzilting en beschikbaarheid van water voor gewassen). 'Bescherming tegen overstromingen' neemt, ondanks de toename van helmduin en hoogstrand, slechts in beperkte mate toe, wat te verklaren is doordat laagstrand (habitat dat verdwijnt) ook een bijdrage levert aan deze dienst en de trend hier dus negatief scoort. Dit is een gevolg van het tezamen beschouwen van de effecten door het nieuwe habitat met de effecten van het bestaande habitat en kan vermeden worden door de spindiagrammen apart te beschouwen (Figuur 33). Hetzelfde geldt voor bijvoorbeeld visserijproductie: de nieuw gecreëerde slikken en schorren kunnen visserijproductie verhogen (Figuur 33 rechtsonder), onder andere door de hoge benthische productie, maar doordat het laagstrand in de volledige cel verdwijnt en dus benthische productie daar vermindert, wordt dit effect (Figuur 33 rechtsboven, daling visserijproductie) gemaskeerd wanneer enkel nieuw en bestaand habitat samen worden beschouwd (Figuur 32).

Bij het aflezen van het diagram voor cel M2518 voor de habitatdoelen, valt op dat alle terrestrische habitats positief scoren, opnieuw niet verbazingwekkend gezien de verandering in habitat. Afhankelijk van het scenario liggen de accenten uiteraard anders, maar overal gaat mariene habitat achteruit, wat logisch is gezien de voorziene suppleties en schorvorming. Binnen deze cel zullen laagstrand en droogvallende banken, schorren en slikken licht vooruitgaan a ratio van de verwachte in te nemen oppervlak. Mosduin en duingrasland is echter op lange termijn het te verwachten natuurtype.



Figuur 32 – Spindigram voor totaaleffect (effecten voor bestaand en nieuw habitat) in cel M2518. Links: habitat, rechts: ecosystemendiensten. De 0-lijn is in blauw aangegeven



Figuur 33 – Spindigram voor effecten op bestaand (boven) en op nieuw habitat (onder) in cel M2518. Links: habitat, rechts: ecosystemendiensten. De 0-lijn is in blauw aangegeven

3.2.3. Conclusies

Het toetsen van de werkzaamheid en werkbaarheid van de effectbeoordelingstool was een leerrijke oefening. De kwaliteit van het resultaat is sterk gedreven door hoe de relaties tussen de verklarende parameters, de onderliggende processen en de ecosystemedoelen en ecosystemendiensten gedefinieerd zijn. Ondanks de grote zorg die is besteed aan het uitwerken van de onderlinge relaties,

door een multidisciplinair team van experts, kan een verdere verfijning in de toekomst nodig zijn in bepaalde gevallen. Het verder toepassen op meerdere case-studies en een testperiode kan bijdragen aan het tot stand komen van een meer robuuste effectbeoordelingstool.

Een belangrijke vaststelling na het doorlopen van de case study, is dat de huidige vorm van de effectbeoordelingstool niet toereikend is om evaluaties uit te voeren zoals vereist worden in MER-studies. Dit was ook niet de opdracht van deze studie: de tool moet met name geschikt zijn om te toetsen tegenover langetermijn doelen. Echter, de potentie om, mits aanpassingen, de tool voor MER-studies te gebruiken is zeker aanwezig, en de mogelijkheden overstijgen wat in huidige MER-studies typisch bereikt wordt. De belangrijkste aanpassing is dat een tijdsschaal voor effecten toegevoegd dient te worden. Bijvoorbeeld in het geval van de case study is nu enkel beoordeeld op de effecten na de aanleg. Een effectbeoordeling van de aanleg zelf is niet meegenomen, evenmin de eventuele effecten van decommissioning (niet relevant in deze case, maar wel voor bijvoorbeeld windmolenparken op zee).

3.2.4. Vervolgstappen

Net zoals bij de toestandsbeoordelingstool, geldt ook voor de effectbeoordelingstool dat binnen deze studie met name het ontwerp van de tool is ontwikkeld. Op een aantal vlakken zijn nog bijkomende inspanningen nodig om de effectbeoordelingstool operationeel te krijgen voor opstellers van effectbeoordelingen en/of voor beleidsmakers.

De belangrijkste vervolgstappen zijn:

- Verder invullen van kennisleemtes. Echter, onzekerheden zullen blijven bestaan. Om een beeld te krijgen van de onzekerheid op de voorspellingen is een onzekerhedenteller toegevoegd, die aangeeft voor hoeveel relaties tussen parameters en processen kennis ontbreekt;
- Waar mogelijk wiskundige vergelijkingen weergeven voor niet-lineaire relaties tussen verklarende parameters en processen;
- Een fundamentele tekortkoming van zowel de visie-matrix als de tool is het ontbreken van feedback loops (impact doelen op processen) en van onderlinge afhankelijkheid van processen. Een mogelijke oplossing ligt in de ontwikkeling van een covarianten-matrix;
- Op dit moment is er nog geen mogelijkheid om veranderingen in oppervlaktes van habitat mee te laten wegen in de beoordeling (enkel ja/nee, niet kwantitatief);
- Ontwikkelen van een mogelijkheid om de visuele voorstelling van de resultantes ruimtelijk weer te geven, idealiter via een GIS-koppeling;
- Ontwikkelen van de mogelijkheid om impactgroottes per doel of combinatie van doelen vectorieel weer te geven op een kaart, zodat de ruimtelijke spreiding van de impact visueel bevatbaar voorgesteld kan worden.

De opgestelde tool vormt een eerste belangrijke stap naar een integrale en multidisciplinaire inschatting van ecosysteemdiensten binnen het kustecosysteem. Ze dient momenteel (rekening houdende met de tekortkomingen) dan ook enkel gebruikt te worden als een middel om alternatieve visies te toetsen. Voor het effectief gebruik als inschattingstool voor concrete maatregelen op kleinere schaal dienen de onzekerheden in de toekomst beter ingeschat en geïncorporeerd te

worden. Het feit dat de tool een groot scala aan parameters en processen meeneemt, laat het ook toe te identificeren waar kennishiaten zich bevinden, en waar dus mogelijks extra onderzoek nodig is.

3.3. Beleidsafweging

De uitkomst van de effectbeoordeling is minder ondubbelzinnig dan die van de toestandsbeoordeling. Er wordt namelijk geen criterium vastgelegd waaraan moet worden voldaan. Er wordt enkel aangegeven wat de verwachte trend is in de verschillende ecologische processen en in de habitats en ecosysteemdiensten als gevolg van een ingreep, en of de ingreep bijdraagt aan een gezond kustecosysteem of er een bedreiging voor vormt. Het vastleggen van ondubbelzinnige toetsingscriteria voor de visiedoelstellingen zou in theorie mogelijk zijn maar is in realiteit vaak een zaak van belangenafweging. Zo stelt de visie bijvoorbeeld voorop dat grindbedden integraal beschermd moeten worden tegen verdere achteruitgang, en kan dus ieder project dat een negatieve impact heeft op grindbedden negatief beoordeeld worden. Voor de meeste processen en doelstellingen is het echter minder eenvoudig een criterium vast te leggen en is dit locatie- en/of contextafhankelijk. Zo kan een afname van slikken en schorren mogelijks te verantwoorden zijn als compensatie elders gerealiseerd kan worden. Of kan een toename van slikken en schorren tot een verhoging in broeikasgasemissies leiden maar is het in het belang van waterkwaliteitsregulatie (begroting van nutriënten) en natuurbehoud toch wenselijk meer slikken en schorren te creëren.

Het doel van de effectbeoordeling is dus vooral om wetenschappelijk gefundeerde informatie te verschaffen over de impact van een ingreep op het ecosysteem, en beleidsmakers te informeren over de mogelijke gevolgen van een keuze. Deze effectbeoordeling is dus louter bedoeld als ondersteuning in de beslissingsvorming.

Hoofdstuk 4. Discussie

In dit rapport wordt een ecosysteemvisie voor een gezond, duurzaam en compleet kustecosysteem beschreven voor de Vlaamse kust, op een termijn van 2100. In tegenstelling tot de vorige ecosysteemvisie (Hoffman en Provoost, 1995), worden in dit rapport niet alleen de duinen beschouwd, maar ook de overgang tussen land en zee en het mariene ecosysteem. M.a.w., een geïntegreerde visie voor het gehele kustecosysteem. Daarnaast staan naast het behoud en ontwikkeling van habitats en soorten ook ecosysteemdiensten centraal. Immers, anno 2017 kan een ecosysteem niet los gezien worden van de vele andere gebruiksfuncties, en bijhorende drukken, die maatschappelijk van belang zijn. De ecosysteemdiensten leggen deze brug tussen ecosysteem en maatschappij.

Vernieuwend aan de aanpak voor visievorming in deze studie is het werken vanuit een objectieve, transparante en traceerbare methodologie. Een visie-matrix die de relaties toont tussen natuurlijke en antropogene processen enerzijds, en habitats en (potentie voor) ecosysteemdiensten – de doelen - anderzijds, is hiervan het resultaat. Deze matrix laat toe om, op basis van een relatieve weging tussen de diverse doelen, een optimale afweging te bekomen van de diverse processen. Concreet kunnen de 34 in dit rapport gebruikte processen gerangschikt worden in functie van hun relatieve bijdrage in het bereiken, of juist het verhinderen, van de doelen.

In dit rapport is aan de diverse doelen een set aan scores gegeven (inclusief een weging van hun belang), op basis van consultatie met experts en stakeholders, en is zo een concrete rangschikking van processen gemaakt. Echter, de methode laat eenieder toe een alternatieve invulling te geven aan de weging van de diverse doelen, om zo tot een andere rangschikking, en dus prioritering, te komen. Hoewel compleet in zijn uitwerking, kent de visie-matrix nog een aantal tekortkomingen, die in het tijdsbestek van dit onderzoek niet weggewerkt konden worden. Zo is de invloed van onderlinge relaties tussen processen niet meegenomen, zijn er geen feedback loops vanuit de doelen en worden alle relaties lineair weergegeven. Een doorontwikkeling die aan deze tekortkomingen tegenmoet komt, dringt zich op.

Het resultaat van de visie-vorming is daaropvolgend samengebracht in een aantal ecologische kernelementen voor de Vlaamse kust, gaande van *mariene dynamiek* en *een rijke zee*, over *een veerkrachtige zeewering* en *eerherstel voor zandverstuiving* tot een *minimale verstening* en *duurzame natuur*. Deze zijn beschreven in relatie tot de sturende processen en de te leveren ecosysteemdiensten.

Een visie moet ook beelden kunnen oproepen. Hoewel er bewust gekozen is om geen detail kaarten te ontwerpen van hoe de Vlaamse kust er in 2100 uit zou kunnen zien, rekening houdend met voldoende ruimte voor de kernelementen, is er wel een beschouwing gemaakt van drie mogelijke denkrichtingen die op hoofdlijnen besproken zijn. Een eerste denkrichting betreft een baseline scenario dat vasthoudt aan de bestaande kustlijn, en lokaal met ingrepen te werken ter verdediging van de kust. Deze denkrichting levert weinig grote winsten op voor het kustecosysteem, maar houdt anderzijds weinig risico's in, in de vorm van het onbekende, met zich mee. De grootste winsten vallen te behalen door het aanbrengen van een zachte verdedigingswal waar nu hard verdedigd wordt, en door een meer op natuur gefocust beheer. De tweede denkrichting beschrijft een terugtrekkende kustlijn: waar de bestaande kustlijn omwille van woonkernen niet behouden hoeft te blijven, kan passief of actief gewerkt worden naar het plaatselijk terugtrekken van de kustlijn. Dit kan in de vorm van het landwaarts laten lopen van de duinen, of het laten doorbreken van de duinen en zo op termijn binnenzeeën te laten vormen. Met name dit laatste biedt veel mogelijkheden voor bepaalde

vormen van kustnatuur, en de bijhorende diensten: deze binnenzeeën zouden zich kunnen ontwikkelen als grote gebieden van slik en schor, zoals we nu reeds op kleinere schaal kennen aan het Zwin. In een derde denkrichting wordt radicaal anders gedacht: de lange-termijn opgave van kustverdediging koppelen met meer ruimte voor het kustecosysteem, kan gebeuren door een nieuwe, kunstmatige kustlijn te creëren, relatief dicht voor de bestaande kust. Door het ophogen van de Vlaamse banken, kan zo een eilandengordel ontstaan. Dit scenario biedt in potentie tal van kansen voor nieuwe natuurontwikkeling: de eilanden zelf kunnen een nieuw en dynamisch duinensysteem herbergen, ook al zullen plaatselijk andere gebruiksfuncties in mede-gebruik mogelijk moeten zijn. Tussen de nieuwe eilandengordel en de bestaande kust zal een buitendelta ontstaan waarin duurzame aquacultuurproductie mogelijk is, hetgeen dan weer de visserijdruk kan helpen verlagen. De beschutte kustlijnen zullen zich ontwikkelen als grote, aaneengesloten gebieden van slikken en schorren. Dit scenario brengt echter ook risico's met zich mee: enerzijds is er de milieu-impact van de aanleg, die ongetwijfeld niet gering zal zijn. Ten tweede bestaat het risico dat de waterkwaliteit in de buitendelta niet jaarrond optimaal gehouden kan worden. Ten slotte zou dit scenario ook verregaande gevolgen hebben voor de bestaande, vaak zeer waardevolle natuur aan de huidige kust. Duinen zullen dynamiek verliezen en verder verstruwelen, en zonder aangepast beheer verbossen. Stranden zullen langzamerhand evolueren tot slik en schor.

Na het uitwerken van de ecosysteemvisie, is in dit onderzoek verder gewerkt aan instrumenten om het kustecosysteem, en projecten in het kustecosysteem, te beoordelen. Met de ontwikkeling van de toestandsbeoordelingstool en de effectbeoordelingstool, is één van de eerste instrumenten gerealiseerd die een gelijktijdige, geïntegreerde beoordeling mogelijk maken van het ecosysteem op land en op zee. Dit is vooral belangrijk omdat heel wat ecologische processen zich afspelen precies op de grens tussen beiden, en verschillende ecosysteemfuncties afhankelijk zijn van deze processen (vb. zandtransport, nutriënten, etc). Bijzonder aan deze methodiek is ook dat een koppeling wordt gemaakt tussen ecosysteemfunctioneren en (potentie voor) ecosysteemdiensten, en dat informatie wordt gegeven zowel over de impact op ecologische processen, als op socio-economische belangen. In de vakliteratuur rond ecosysteemdiensten is het namelijk zo dat er vaak op basis van een enkele index een beoordeling wordt gedaan van de verschillende diensten. In deze methodiek wordt vertrokken van de impact van een ingreep op ecosysteemprocessen, om vervolgens op basis van veranderingen in ecosysteemprocessen te bepalen hoe een ecosysteemdienst hierdoor mogelijks verandert. Dit brengt de mogelijkheid om een kwantitatieve en ruimtelijk dekkende effectbeoordeling op ecosysteemdiensten uit te voeren een stap dicht.

Belangrijk is te weten dat de effectbeoordelingstool geen rekening houdt met de maatschappelijke vraag naar ecosysteemdiensten. Zo zal een zandopspuiting een positieve impact hebben op de dienst 'kustveiligheid', maar in een zone zonder overstromingsrisico's is deze verandering niet van belang. Ook zal de toename van duinen en schorren een positieve impact hebben op 'Landbouwproductie', maar enkel als de gebieden ook effectief zo worden gebruikt. De gebruiker dient hier bij de interpretatie rekening mee te houden. De effectbeoordeling als alleenstaande tool is informatiserend en kan het beslissingsproces ondersteunen, maar de uiteindelijke afweging van keuzes dient breder te gebeuren. De tool voor toestandsbeoordeling kan hierin een bijdrage leveren, waarbij dan de toekomstige situatie zoals voorspeld met de effectbeoordeling getoetst wordt aan de criteria uit de toestandsbeoordeling.

Ondanks de veelbelovende resultaten van de ontwikkelde tools, dient de methodiek zoals deze nu wordt aangereikt, in tegenstelling tot die voor de Schelde, als een prototype beschouwd te worden. De verbanden tussen verklarende parameters en ecosysteemprocessen zijn hierin enkel nog kwalitatief gedefinieerd, met daarbij nog verschillende kennisleemtes. Dit geldt eveneens voor

sommige relaties tussen processen en doelen. Er is dus een cumulatie van onzekerheden, die verder ingeperkt dient te worden.

De potentiële mogelijkheden van de geïntegreerde combinatie van een tool voor de beoordeling van de toestand van het kustecosysteem, het bepalen van toekomstige doelen en een tool voor de beoordeling van de mogelijke effecten van een ingreep op die doelen, zijn dermate groot in vergelijking met gangbare instrumenten, dat een verdere ontwikkeling een must is. De belangrijkste nog te nemen stappen zijn hoger reeds toegelicht. Het eindresultaat kan een set van instrumenten zijn dat toelaat om op verschillende ruimtelijke en temporele schalen kwantitatief één of meerdere doelen te beoordelen in functie van bijvoorbeeld een geplande ingreep, waarbij die doelen beleidsmatig bepaald kunnen worden. Daarenboven kan de effectbeoordeling cumulatief gebeuren t.o.v. andere geplande projecten en ten opzichte van autonome ontwikkelingen.

Er is voor de Belgische kustzone bijzonder veel kennis beschikbaar en er wordt ook uitgebreid aan monitoring gedaan. Er is echter geen overkoepelend instrument dat van de verschillende bronnen gebruik maakt. Het bestaande onderzoek is meestal erg sectoraal en maatregelen worden derhalve ook vaak sectoraal uitgevoerd. Een geïntegreerde beoordelingsmethodiek kan helpen om sector overschrijdend te denken en belangen af te wegen. Ook in dit opzicht kan deze studie bakens helpen verzetten.

Referenties

- Adriaens T., D'hondt B., Vercruyssen E., Van Gompel W., Verschelde P., Dewulf E., Provoost S. (2016). A comparison of eradication techniques for invasive *Berberis aquifolium* in coastal dunes (Belgium). NEOBIOTA 2016, 9th International Conference on Biological Invasions - Vianden, Luxemburg
- Aggenbach C.S.J. & Jalink M.H. (1999). Indicator species for desiccation, acidification and eutrophication. Chapter 8 – Dry dunes (Dutch). Staatsbosbeheer Driebergen: Netherlands.
- Bennett E.M., Cramer W., Begossi A., Cundill G. et al. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 76–85
- Coppens T., Allaert G., Boudry L. et al. (2014). Strategische allianties en territoriale pacts voor een duurzame Vlaamse ruimte: visie van het expertenforum Ruimte Vlaanderen. Academia Press, Gent, 78 pp.
- Cox K., Mergeay J. (2015). Genetische beoordeling van potentiële bronpopulaties rugstreeppad voor herintroductie in Zwinstreek. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9091964). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel
- Dafforn K., Mayer-Pinto M., Morris R. en Waltham N. (2015). Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. *Journal of Environmental Management* 158, 61-73
- De Raeve F. (1989a). Sand dune vegetation and management dynamics. In: F. van der Meulen et al. (eds.), *Perspectives in coastal management*. SPB Academic Publishing, Den Haag, 99-109.
- De Raeve F. (1989b). Landschap en beheer van de kustduinen: mag 'natuur' ooit weer eens natuur worden. In: M. Hermy (ed.), *Natuurbeheer*, 125-143. Van de Wiele, Brugge.
- Degraer S., Brabant R. en Rumes B. (2013). Eds. Environmental impacts of offshore windfarms in the Belgian part of the North Sea. Learning from the past to optimize future monitoring programmes. 242p.
- Grootjans A., Stuyfzand P., Everts H. et al. (2014.) Ontwikkeling van zoet-zoutgradiënten met en zonder dynamisch kustbeheer - Een onderzoek naar de mogelijkheden voor meer natuurlijke ontwikkelingen in het kustgebied. Rapport.
- Harrison P.A., Berry P.M., Simpson G., Haslett J.R., Blicharska M., Bucur M., Dunford R., Egoh B., Garcia-Llorente M., Geamăna N., Geertsema W., Lommelen E., Meiresonne L. & Turkelboom F. (2014). Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services* 9, 191-203
- Holzhauser H., Maris, T., Meire, P., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., Van Weesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S. (2011). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2. Projectnummer DELTARES 1204407, Universiteit Antwerpen, ECOBE rapport 011-R148.
- IUCN/SSC (International Union for the Conservation of Nature/Species Survival Commission) (2013). Guidelines for reintroductions and other conservation translocations. Version 1.0. Gland, Zwitserland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp

- Manhaes A.P., Mazzochini G.G., Oliveira-Filho A.T., Ganade G and Carvalho A.R. (2016). Spatial associations of ecosystem services and biodiversity as a baseline for systematic conservation planning. *Diversity and Distributions* 22, 932–943
- Maris T., A. Bruens, L. van Duren, J. Vroom, H. Holzhauer, M. De Jonge, S. Van Damme, A. Nolte, K. Kuijper, M. Taal, C. Jeuken, J. Kromkamp en B. van Wesenbeeck, G. Van Ryckegem, E. Van den Bergh, S. Wijnhoven en P. Meire (2014). Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO. 2014. Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares rapportnummer 1209394.
- Provoost S., Van Gompel W., Vercruysse W., Packet J., Denys L. (2015). Permanente Inventarisatie van de Natuurreservaten aan de Kust, PINK II - Eindrapport periode 2012-2014. Rapport van het INBO: INBO.R.2015.8890955. 176 pp.
- Provoost S. (2004). Het kustecosysteem, in: Provoost S. et al. (Ed.) *Levende duinen: een overzicht van de biodiversiteit aan de Vlaamse kust*. Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud, 22: pp. 10-45
- Provoost S., Jones M.L. and Edmondson S.E. (2011). Changes in landscape and vegetation of coastal dunes in northwest Europe: a review. *Journal of Coastal Conservation* 15:207–226
- Ricciardi A, Simberloff D (2009). Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 248-253
- Schelfhout S., De Schrijver A., Mertens J. et al. (2014). Natuurontwikkeling op landbouwgrond: herstelmaatregelen. *Natuur.focus* 13: 31-39
- Schneiders A., Van Daele T., Van Landuyt W. and Van Reeth W. (2012). Biodiversity and ecosystem services: complementary approaches for ecosystem management? *Ecol. Indic.* 21, 123-133.
- Temmerman S., Meire P., Bouma TJ., Herman PMJ., Ysebaert T., De Vriend HJ. (2013). Ecosystem-based coastal defence in face of global change. *Nature* 504: 79-83 (doi:10.1038/nature12859)
- Thomas CD. (2011). Translocation of species, climate change, and the end of trying to recreate past ecological communities. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 216-221
- Thuiller W., Richardson DM., Pyšek P., Midgley GF., Hughes GO., Rouget M. (2005). Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11: 2234–2250
- Van Den Berge (2004). Sleutel inzake afweging herintroductie en introductie. *Natuur.Focus* 3: 24-25.
- Van der Biest K., De Nocker L., Provoost S., Boerema A., Staes J. and Meire P. (2017). Dune dynamics safeguard ecosystem services. *Ocean and Coastal Management* 149: 148-158
- Van Nieuwenhuysse H. (2003). Beheersplan voor het Vlaams Natuurreservaat Ter Yde te Koksijde (Oostduinkerke). 47 pp.
- Willis SG., Hill JK., Thomas CD. et al. (2009). Assisted colonization in a changing climate: a test-study using two U.K. butterflies. *Conservation Letters* 2: 45-51

Bijlage I – Visiematrix

					ECOSYSTEEMDOELEN																					
					ecoysteemcomponenten (habitats)										ecosteemdiensten											
					A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
					Pelagium	Grindbedden	Slikken en schorren	(Artificiële) riffen	Altijd overstroomde banken en voorreever	Estuarium	Laagstrand en droogvallende banken	Hoogstrand en duinvoet	Helmduinen	Mosduin en duingrasland	Duinstruweel en -bos	Duinvalleien	Landbouwproductie	Visserijproductie	Aquacultuurproductie	Zand- en grindontginning	Watervoorziening (kwantitatief)	Bescherming tegen overstromingen	Klimaatregulatie	Waterkwaliteitsregulatie	Energiewinning (abiotisch)	Recreatie en toerisme
ECOSYSTEEMPROCESSEN	natuurlijke processen	1	Hydrodynamiek	HD	Z	++	+	+	+	++	+	-	-	0	0	0	0	++	++	0	0	--	0	+	++	0
		2	Morfodynamiek	MD	Z	0	-	++	+	++	-/+	++	0	0	0	0	0	0	-/+	-/0	+	0	+	0	0	0
		3	Natuurlijke rifvorming	EE	Z	+	++	++	++	++	+	0	0	0	0	0	0	0	++	+	-/0	0	+	+	++	0
		4	Benthische productie	BEP	Z	+	++	++	++	++	++	++	0	0	0	0	0	0	++	0	0	0	0	+	+	0
		5	Pelagische productie	PEP	Z	++	++	+	+	+	++	+	0	0	0	0	0	0	++	++	0	0	0	+	+	-/+
		6	Transfer	TF	Z	++	++	++	++	++	++	++	0	0	0	0	0	0	++	++	0	0	0	++	++	0
		7	Primaire duinvorming	PDV	L	0	0	0	0	0	0	++	0/+	0	0	+	+	0	0	0	0	+	++	0	0	++
		8	Grootschalige verstuiving	GVS	L	0	0	-/0	0	0	0	0	++	+	-	+	+	-	0	0	0	-	++	0	+	+
		9	Kleinschalige verstuiving	KVS	L	0	0	0	0	0	0	0	+	++	0	+	+	0	0	0	0	0	+	0	+	0
		10	Infiltratie	IF	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	++	++	++	++	0	0	0	++	0	0	+	0
		11	Evapotranspiratie	ET	L	0	0	0	0	0	0	0	0/+	0	0	--	-	-	0	0	0	--	0	-	0	0
		12	Bodemontwikkeling	BO	L	0	0	0	0	0	0	0	-	+	++	+	+	+	0	0	0	-/+	-	0/+	+	0
		13	Gasemissies	GHG	Z/L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	--	+	0	0
		14	Denitrificatie	DN	Z/L	+	0	+	0	+	+	+	0	+	+	+	+	--	0	0	0	0	0	-	++	0
		15	Vegetatieontwikkeling	VO	L	0	0	++	0	0	0	0	++	++	++	++	++	0	0	0	0	0	0	+	0	+
		16	Primaire productie	PRP	L	0	0	+	0	0	0	0	+	+	+	++	++	0	0	0	0	0	-/0	++	++	0
		17	(Meta)populatiedynamiek	POD	Z/L	++	++	++	++	++	++	++	+	++	+	++	++	-/+	++	-/0	0	0	0/+	0	0	+

						ECOSYSTEEMDOELEN																					
						ecoysteemcomponenten (habitats)										ecosteemdiensten											
						A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	U	V
						Pelagium	Grindbedden	Slikken en schorren	(Artificiële) riffen	Altijd overstromde banken en vooroever	Estuarium	Laagstrand en droogvallende banken	Hoogstrand en duinvoet	Helmduinen	Mosduin en duingrasland	Duinstruweel en -bos	Duinvalleien	Landbouwproductie	Visserijproductie	Aquacultuurproductie	Zand- en grindontginning	Watervoorziening (kwantitatief)	Bescherming tegen overstromingen	Klimaatregulatie	Waterkwaliteitsregulatie	Energiewinning (abiotisch)	Recreatie en toerisme
ECOSYSTEEMPROCESSEN	antropogene processen	18	Sedimentextractie	SE	Z	-	--	0	--	-	0	0	0	0	0	0	0	0	-	0	++	0	0	0	0	-	0
		19	Storting baggerspecie	STB	Z	-	--	-	--	-/0	-	0	0	0	0	0	0	0	-	-	0	0	0	0	0	0	0
		20	Bodemberoerende bevissing	BBV	Z	0	-	0	--	--	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	-	0	+
		21	Pelagische bevissing	PEV	Z	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	0	0	0	0	0	0	0	+
		22	Artificiële rifvorming	AR	Z	-/+	0	0	++	-	-	0	0	0	0	0	0	0	+	++	-	0	+	0	++	0	+
		23	Zandopsputting	ZOS	Z/L	-	--	0	--	+	-	-	+	+	0	0	0	0	-	0	+	+	++	0	0	0	++
		24	Kunstmatige infiltratie	KIF	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	+	+	0	0	0	++	0	0	+	0/+
		25	Drainage	DR	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-/0	-/0	--	--	++	0	0	0	-	0	--	--	0/+
		26	Wateronttrekking	WAO	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-	-	--	--	-	0	0	0	+	0/+	--	--	0
		27	Bodemverrijking	BOV	L	-	0	-	0	0	--	-	+	--	--	-	--	--	++	0	0	0	0	-	-	--	0
		28	Natuurbeheer	NB	Z/L	+	++	++	+	+	+	+	++	+	++	+	++	0	++	0	0	+	+	-	+	0	++
		29	Intensieve begrazing	IB	L	0	0	-	0	0	0	0	0	0	+	-	+	++	0	0	0	--	0	--	-	0	0
		30	Landbouwteelt	LT	L	0	0	+	0	0	0	0	0	0	--	--	--	++	0	0	0	--	0	-	0	0	0
		31	Biologische invasies	BI	Z/L	--	--	--	--	--	--	0	0	0	-	--	-	--	--	--	0	-	-	0/+	0/+	0	-/+
		32	Betreding	BT	L	0	0	0	0	0	0	0	--	+	0	-	-	0	0	0	0	0	-	0	0	0	++
		33	Rustverstoring	RVS	Z/L	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0	0	0	0	0	0	0	0	-/+
		34	Verstening	VST	L	0	0	0	0	0	0	--	--	--	--	--	--	--	0	0	0	0	--	--	--	--	0

